



Udsætning af helt, *Coregonus lavaretus* L . , i Ring Sø ved Brædstrup

Plesner, T.; Berg, Søren

Publication date:
1996

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Plesner, T., & Berg, S. (1996). *Udsætning af helt, Coregonus lavaretus* L . , i Ring Sø ved Brædstrup. Danmarks Fiskeriundersøgelser. DFU-rapport No. 20-96

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

**Udsætning af
helt, *Coregonus lavaretus* L.,
i Ring Sø ved Brædstrup**

af

Thomas Plesner og Søren Berg

Danmarks Fiskeriundersøgelser
Afd. for Ferskvandsfiskeri
Vejløvej 39
8600 Silkeborg

DFU-rapport nr. 20-96

ISBN: 87-88047-39-3

Figure 1 is a schematic representation of the experimental design, divided into three main sections: (a) Pretest, (b) Main Experiment, and (c) Posttest. Each section contains two parallel horizontal timelines for 'Control' and 'Experimental' conditions.

- (a) Pretest:**
 - Control:** A timeline showing 'Control Group' and 'Control Task'.
 - Experimental:** A timeline showing 'Experimental Group' and 'Experimental Task'.
- (b) Main Experiment:**
 - Control:** A timeline showing 'Control Group' and 'Control Task'.
 - Experimental:** A timeline showing 'Experimental Group' and 'Experimental Task'.
- (c) Posttest:**
 - Control:** A timeline showing 'Control Group' and 'Control Task'.
 - Experimental:** A timeline showing 'Experimental Group' and 'Experimental Task'.

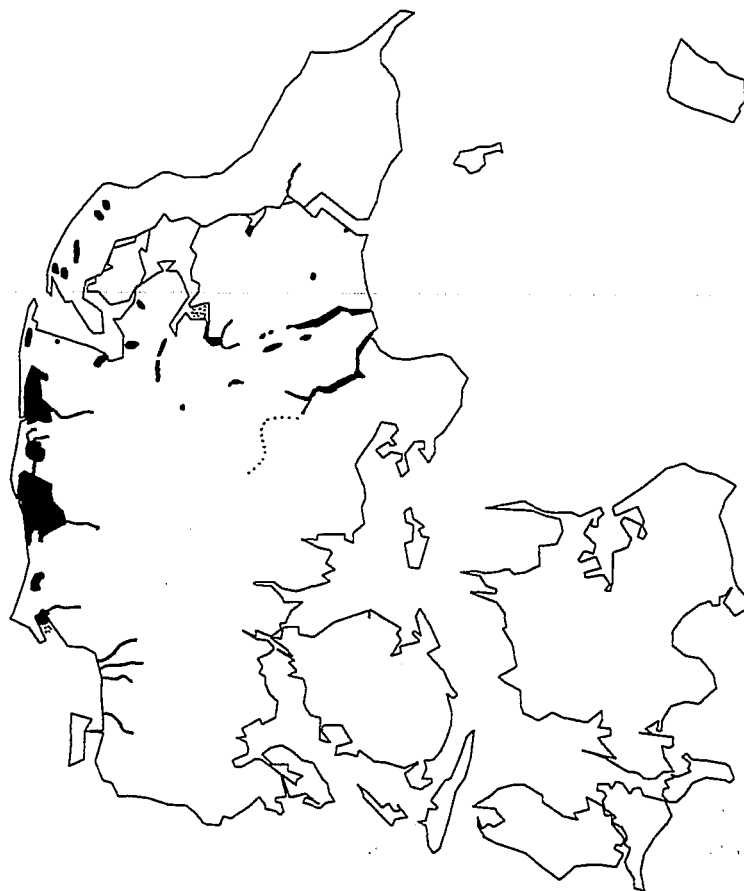
The figure uses various symbols (circles, squares, rectangles) to represent different components of the experimental design, such as groups, tasks, and time points. The overall layout is organized into a grid-like structure with clear labels for each section and condition.

THE UNIVERSITY OF CHICAGO LIBRARY

2.3.	Resultater	35
2.3.1.	Fangster af helt.	35
2.3.2.	Bestandsudvikling og gydning.	38
2.3.3.	Vækst.	38
2.3.4.	Produktion af helt > 36 cm	40
2.3.5.	Zooplankton og benthos.	40
2.3.6.	Sigtdybde og chl.-a.	42
2.3.7.	Fødevalg og fiskebestand.	43
2.4.	Diskussion.	45
2.4.1.	Fødevalg hos helt og aborre	45
2.4.2.	Vækst hos helt.	46
2.4.3.	Mortalitet hos helt	47
2.4.4.	Udbytte af helt >36 cm	48
2.4.5.	Opfiskning og gydning	49
2.4.6.	Ring Sø efter helten	50
2.5	Konklusion	53
RESUMÉ		54
REFERENCER		56

0. INTRODUKTION

I Danmark har der langt tilbage foregået et traditionelt fiskeri efter helt. Fiskeriet har været knyttet til de lokaliteter, hvor helt naturligt er eller har været udbredt. Figur 1 viser et kort over udbredelsen af helt i Danmark i 1922. Udbredelsen er knyttet til de vestjyske fjorde, Limfjorden samt Mariager og Randers fjorde. I mange søer og vandløb med udmunding i de nævnte fjorde findes der også heltbestande. Den udbredelse må betragtes som naturlig. I Limfjordsområdet var udbredelsen langt større, inden Vesterhavet i 1825 gennembrød Agger Tange. På grund af forurening af levesteder, ødelæggelse af gydepladser eller spærring af adgangen til disse er helt siden hen forsvundet fra mange af de gamle lokaliteter. De tilbageværende bestande er ofte små og uden fiskerimæssig betydning.



Figur 1: De med sort markerede fjorde, vandløb og søer viser heltens udbredelse i Danmark i 1922. Efter Otterstrøm, 1922.

Især i de vestjyske fjorde er heltbestanden imidlertid i de seneste ca. 15 år blevet forbedret gennem udsætning af kunstig yngel. Den metode, der bruges i dag, skyldes især en enkelt mand, Svend Nielsen, Nr. Nebel, som på eget initiativ startede et heltklækkeri i 1971

ved Ringkøbing Fjord. Udsætningerne har resulteret i tydelig forøgelse af bestandene (Berg, 1987), der nu danner grundlag for både erhvervsmæssigt og rekreativt fiskeri. Siden fiskeplejeprojektets start i 1987 er udsætningsarbejdet øget og omfatter nu også Limfjordsområdet og Mariager og Randers fjorde.

Metoden til klækning og opvækst af heltyngel til udsætning er i dag højt udviklet. Den baserer sig på kunstig klækning under temperaturkontrol, efterfulgt af opvækst af yngelen i netbure eller bassiner fodret med naturligt dyreplankton. I dag kan der leveres den ønskede mængde heltafkom til økonomisk bæredygtige priser.

Den store tilgængelighed af heltyngel til udsætning har betydet, at interessen for at få udsat helt er steget stærkt, også uden for de traditionelle områder. Interessen kommer især fra fiskerne i de søer herhjemme, hvor der udøves erhvervsfiskeri. Mange af fiskerne har oplevet en tilbagegang i fiskeriet som følge af forringelser i miljøtilstanden. Helten ses derfor som en mulig erstatning for de svigtende fangster af eksempelvis ål.

Søers økologiske tilstand er afhængig af mange faktorer. Mængden af næringsstof, der tilføres søen, er den grundlæggende faktor for, hvordan miljøtilstanden bliver. En svagt eutrof sø som Ring Sø (svarende til en P_{tot} -koncentration på 80-150 $\mu\text{g l}^{-1}$, hvis der var P-begrænsning) kan have flere tilstande, afhængigt af bl.a. vandplanter, zooplankton og fiskebestand (Søndergaard *et al.*, 1993). Hvis søen er domineret af rovfisk og har et godt, stabilt plantedække som opvækstområder for rovfiskene, vil bestanden af planktivore fisk som regel blive holdt nede. Dette giver mulighed for en stor zooplankton-bestand, som vil kunne græsse phytoplankton effektivt og dermed holde søen klar. Denne tilstand kan imidlertid ændres, hvis rovfiskene ikke kan holde de planktivore fisk nede, f.eks. på grund af fejlslagen gydning eller fuglenedgræsning af vandplanter (Søndergaard *et al.*, 1993). Hvis de planktivore fisk således får overtaget, vil søen trods uændret næringsniveau ændres til en uklar sø med ringe vækst af vandplanter, fordi zooplankton bliver græsset ned af de zooplanktivore fisk og dermed får phytoplankton overtaget.

Helt er blandt andet planktivor. Derfor er der blevet sat spørgsmålstegn ved den miljømæssige effekt af at udsætte helt i søer, hvor de enten er forsvundet fra eller ikke har eksisteret tidligere. Endnu en planktivor fiskeart kunne evt. forsinke eller forhindre en forbedring af miljøforholdene.

På den baggrund blev denne undersøgelse iværksat som et samarbejde mellem Vejle Amt, Danmarks Miljøundersøgelser og Institut for Ferskvandsfiskeri og Fiskepleje (nu Danmarks Fiskeriundersøgelser, Afd. for Ferskvandsfiskeri).

Denne rapport er inddelt i 2 afsnit: Det første omhandler fiskebestanden i søen og en analyse af den anvendte metode til undersøgelse af fiskebestande, den anden de egentlige resultater af udsætningsforsøget med helt i Ring Sø.

0.1. Lokalitetsbeskrivelse

Ring Sø er en lille, lavvandet sø, der ligger i en SØ-NV-gående tunneldal lige syd for Brædstrup. Søen, der er en del af Gudenå-systemet, har et ubetydeligt tilløb i den sydøstlige ende og har afløb i den nordvestlige ende via Dalbæk og Nimdrup Bæk til Bryrup Langsø, der afvander i Gudenåen via Salten Å. Grundet et meget lille opland på 300 ha, er afstrømningen til søen meget lille. Dette resulterer i en relativ lang vandopholdstid (1-1.25 år) samt i at afløbet udtørre 4-6 måneder hver sommer (juni-september).

Oplandet er domineret af enge og dyrkede marker. Søen modtog indtil 1970 urensset byspildevand fra Brædstrup, men mekanisk-biologisk rensning og omledning af byspildevandet til Ring Sømosse lettede den eksterne næringsbelastning. Selv om der blev aflejret store mængder næringsstoffer i sedimentet, er søen nu inde i en positiv udvikling med faldende næringskoncentrationer og stigende sigtddybe.

Ring Søes areal er 22.5 ha med en middeldybde på 2.9 m og med 5 m som største dybde. Bunden i Ring Sø er trugformet med relativt stejle skrænter i østenden, mens vestenden af søen er mere flad. Den dybe bund er domineret af slam/gytje, mens der langs den nordlige bred og den østlige ende findes fast sand/grusbund. Søen danner p.g.a. den ringe dybde og den vindeksponerede beliggenhed ikke stabilt sommer-springlag.

Den sydøstlige ende samt det meste af den sydlige bred er domineret af et kraftigt rørskovsbælte (tagrør, søkogleaks, dunhammer), mens den submerse vegetation overvejende består af et bælte af børstebladet vandaks (*Potamogeton pectinatus*, L.) med indslag af krusbladet vandaks (*P. crispus*, L.) langs nordbredden fra øst- til vestenden.

Som følge af et lille oplandsareal med overvejende ekstensiv dyrkning indeholder Ring Sø kun en ringe koncentration af kvælstof, mens fosforniveauet som følge af den langvarige byspildevandspåvirkning stadig er højt grundet en stor intern belastning. Derfor må det formodes, at det om sommeren er kvælstof, der er en af de væsentlige vækstbegrænsende faktorer for Ring Søes phytoplankton (Berg *et al.*, 1994), hvilket er ret usædvanligt for søer generelt (Vollenveider, 1976). Sigtdybden var derfor i 1989 endog meget god i forhold til fosforniveauet, der generelt fungerer som indikator for søers forventelige gennemsigtighed (Jeppesen *et al.*, 1989a). I forbindelse med recipientkvalitetsplanen for 1993 målsattes Ring Sø til en sommersigtddybde på 2 m, hvilket fra 1989 og fremefter har været opfyldt (bortset fra i 1992; se 2. del, 'Heltekseperiment'). I perioden 1977-87 var målsætningen derimod ikke opfyldt; her lå sigtdybden markant under 1 m (Vejle Amt, 1992).

Tabel 1: Morfometriske og vandkemiske data for Ring Sø, baseret på målinger i 1989.

Areal		22,5 ha
Middel dybde		2.9 m
Maximal dybde		5.0 m
Oplandsareal		300 ha
Vandopholdstid		1.25 år
Sigtddybde	Sommermiddel, 1989	2.4 m
Kvælstofkoncentration (N), total	Sommermiddel, 1989	1.3 mg l ⁻¹
Fosforkoncentration (P), total	Sommermiddel, 1989	0.65 mg l ⁻¹
Chlorofyl a-koncentration	Sommermiddel, 1989	19 mg l ⁻¹

1. STANDARDUNDERSØGELSE

1.1. Metode

1.1.1. Normalprogram.

Ring Søs fiskefauna blev undersøgt gennem fire år fra 1989-92 efter det standardiserede Normalprogram til fiskeundersøgelser i søer (Mortensen *et al.*, 1990). Befiskningerne blev foretaget i august eller september, som det fremgår af Tabel 2.

Tabel 2: Tidsrum for Normalprogrammets afvikling i Ring Sø, 1989-92.

År	1989	1990	1991	1992
Fiskeperiode	4/9-6/9	6/8-8/8	10/9-13/9	24/8-27/8

Beregnete dybde- og arealindekser viste, at Ring Sø skulle fiskes efter Overvågningsprogrammets program D (Mortensen *et al.*, 1990), d.v.s. i 6 sektioner med hver 5 nedgarn: tre synkende, ét pelagisk og ét flydende (Fig. 2).

Elektrofiskeri i bredzonen blev udført i hver sektion (Fig. 2) i årene 1989-91, men altså ikke i 1992. Den stærkt varierende bredzone gjorde det umuligt at standardisere indsatsen efter bredlængde, som det normalt tilstræbes. Derfor blev det forsøgt at fiske efter standardiseret tid, ca. 1 time. Dog varierede indsatsen stadig noget fra sektion til sektion og år til år (Tabel 3), fordi enkelte hele bredstykker kunne befiskes på kortere tid.

Tabel 3: Elektrofiskeriindsats under Normalprogrammet for de enkelte sektioner i Ring Sø, 1989-91.

År	Sektion					
	A	B	C	D	E	F
1989	60 min	60 min	60 min	60 min	22 min	45 min
1990	60 min	60 min	60 min	60 min	53 min	60 min
1991	60 min	45 min	41 min	60 min	21 min	27 min

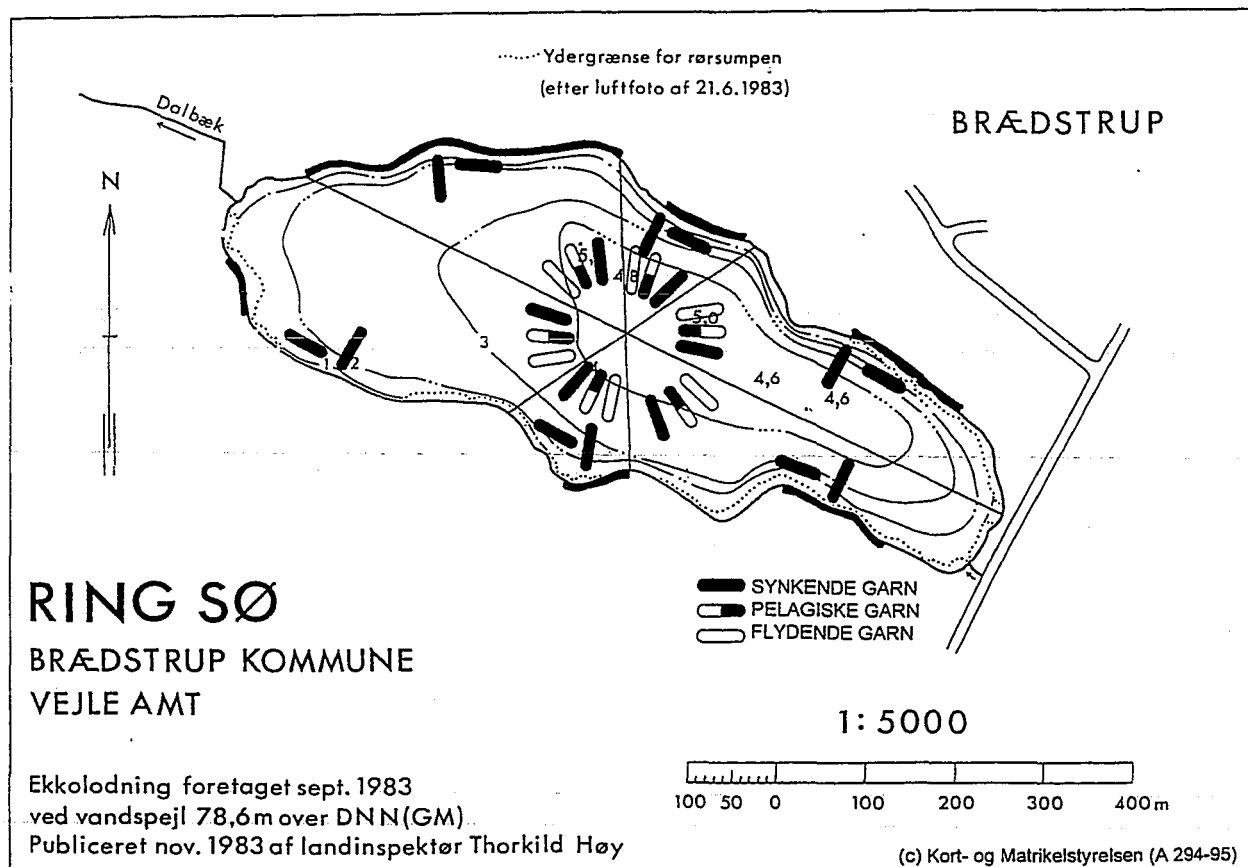
1.1.2. Redskaber.

De anvendte nedgarn var biologiske oversigtsgarn monteret af Fårup Specialgarn, 42 m lange, 1.5 m høje og inddelt i 14 sektioner á 3 m. Sektionernes maskestørrelser (knude til knude) og tråddykkelse fremgår af Tabel 4.

Elektrofiskeriet blev udført med en 1000 w jævnstrømsgenerator, monteret med en standard anode (25 cm Ø, 5 mm kobbertråd) og en risteformet katode af 15 mm kobberrør (ca. 50 x 50 cm).

Tabel 4: Maskestørrelser (knode-til-knode, mm) og tråddykkelser (mm) i de biologiske oversigtsgarns enkelte sektioner.

Sektionnr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Maskestr.	6,25	8	16,5	75	38	25	12,5	33	50	22	43	30	60	10
Trådyk.	0,10	0,10	0,15	0,25	0,18	0,15	0,12	0,18	0,20	0,15	0,20	0,15	0,25	0,12



Figur 2: Ring Sø med angivelse af opdeling i 6 sektioner og placering af de 30 biologiske oversigtsgarn samt omtrentlig udstrækning af elektrofiskeri (markeret med sort streg) (variation fra år til år, se tekst & Tabel 3). Morfometriske og vandkemiske data for søen fremgår af Tabel 1.

1.1.3. Registreringer og fiskehåndtering.

Alle fangne fisk blev målt til nærmeste nedre halve cm (bortset fra 470 ud af 741 0+ aborrer i 1989, for hvilke længdefordelingen af de umålte fisk blev extrapoleret fra de målte ditto). De garnfangede fisk blev vejte. Vejningen blev i reglen foretaget som puljevejning af fisk af samme art inden for samme størrelsesgruppe i samme garnsektion. For at kunne beregne samlet fangst for ikke-vejede fisk blev vægten estimeret ved brug af længde-vægtrelationer.

I 1989, 1991 og 1992 blev taget skælprøver (Mortensen *et al.*, 1990) fra aborrer, skaller og helt til senere alders- og vækstbestemmelse.

Skælprøver fra fisken blev rensset mekanisk, før de blev lagt mellem to dækglasser og klemte flade. Under en Olympus SZ40 stereolup monteret med Olympus SZ-CTV videokamera blev 3-5 enkeltskæl udvalgt til videre behandling. Ved gennemlysning med lille blændeåbning blev billedet af et udsnit af et skæl overført til en videoskærm (Sony), hvorfra det digitaliserede billede overførtes til PC-skælaflæsningsprogrammet Scales (ver. 2.11, Schou-Rytter). På computerskærmen blev først centrum (focus) og periferi af skæl afmærket med mus, dernæst placeringen af de enkelte vinterringes yderkant. Programmet beregnede derpå, ud fra opgivet forstørrelsesgrad, afstanden fra centrum til hver enkelt vinterring samt skællets radius på det udvalgte sted. Fisken alder (= antal vinterringe) registreredes ligeledes. Data gemtes automatisk på en databasefil for senere tilbageberegning af vækst.

1.1.4. Befiskning til mærkning

For at kunne beregne bestandsestimater på de forskellige fiskearter i Ring Sø, blev der i løbet af april til juni 1989 foretaget en række mærkningsbefiskninger med ruser, nedgarn, vod og elektrofiskeri i søen (Tabel 5). De to førstnævnte redskaber fiskede i hvert tilfælde over én nat.

Tabel 5: Indsats ved supplerende befiskning for mærkning til bestandsestimering i Ring Sø, 1989.

Dato	Vodtræk	Kasteruser	Nedgarn	Elektrofiskeri
19/4 1989				
24/4 1989	2			425 m
25/4 1989		1		
8/5 1989		1		375 m
9/5 1989		1		
10/5 1989	1 (2 både)	3	5 (1 dag, 4 nat)	
11/5 1989	2 (2 både)	3	3	
22/5 1989	1	4	1	
23/5 1989	2	4		
24/5 1989	2	4		
25/5 1989	1	4		
26/5 1989	1	4		
6/6 1989	3			
7/6 1989	4	4		
8/6 1989	2	4	4	
TOTAL	21	37	13	2

Befiskningerne med el foregik i bredzonens rørsump i søens sydlige ende, mens de øvrige redskabers indsats blev fordelt over hele søen, dog stadig primært i bredzonen eller nær denne. Således blev alle vodtræk foretaget med båd fra land som beskrevet i Mortensen *et al.* (1990), med undtagelse af den 10. og 11. maj, hvor der blev fisket fra to både over åbent vand. Rusebefiskningerne skete alle med ruserne vinkelret på bredden og i de fleste tilfælde med den ene ende i bredzonen. Undtagelserne var den 8. maj og 7. juni, hvor ruserne fiskede midt i bassinet, i henholdsvis den sydøstlige og den nordvestlige ende. Garnene fiskede både langs bredden og vinkelret på denne og både tæt på bredden og midt i søen.

Alle de fangne fisk blev målt til nærmeste nedre halve cm samt for en dels vedkommende vejret. De blev derefter mærket med klip i højre bugfinne.

1.1.5. Beregninger.

For hver fiskeart blev der hvert år beregnet samlet antal og samlet vægt for alle fiskeredskaber under Normalprogrammet.

For at kunne sammenligne fangstresultaterne fra Ring Sø med andre søer, samt fra år til år i Ring Sø, beregnedes fangst pr. indsats (CPUE, catch per unit effort) for elfiskeri og garn hver for sig. Beregningsmetoden er beskrevet i Mortensen *et al.* (1990).

CPUE-resultatet angiver den gennemsnitlige mængde (antal eller vægt) fanget pr. standardredskab (oversigtsgarn eller elektrofiskeri). 95% konfidensintervaller er beregnet ud fra gennemsnitlige fangster pr. sektion og er transformeret med log eller log (n+1) (i tilfælde af 0-værdier), fordi fangsterne ikke er normalfordelte.

Bestandsestimater for 1989 blev beregnet ved mærkning-genfangst metoden (Youngs & Robson, 1978).

Under den forudsætning, at forholdet mellem en fisks længde og dens vægt beskrives ved

$$w = a \times l^b$$

hvor l angiver længde i cm og w vægten i g, er længde-vægt-relationer beregnet ved lineær regression af de logaritmetransformerede længde- og vægtdata:

$$\log(w) = \log(a) + b \times \log(l)$$

Således fremkommer de beskrivende regressionsparametre a og b.

Konditionsfaktoren, K, som angiver hvor 'kraftig' en fisk er, er beregnet ud fra Fultons formel (benævnelser som ovenfor):

$$K = w \times 100 / l^3$$

Denne formel kan kun bruges til sammenligning mellem forskellige størrelser fisk, hvis parameteren b fra regressionsligningen ovenfor er tæt ved 3. Dette var ikke altid tilfældet her, men formlen er dog brugt på alle data, uanset b-værdi.

Artdiversiteten, I_a , udtrykt ved det vægtbaserede artsdiversitetsindeks, er beregnet som

$$I_a = (\Sigma(P_n^2))^{0.5}$$

hvor P_n angiver den n'te arts vægtmæssige andel af totalfangsten. Da P_n ligger mellem 0 og 1, ligger I_a også mellem 0 og 1.

Skidtfiskindekset, I_s , der angiver den talmæssige dominans af 'skidtfisk', d.v.s. planktivore fisk som skalle, brasen og rudskalle, beregnes som:

$$I_s = \frac{\text{antal planktivore fisk} > 10 \text{ cm}}{\text{antal planktivore fisk} > 10 \text{ cm} + \text{antal piscivore fisk} > 10 \text{ cm}}$$

Ligeledes er rovfiskindekset, I_R , beregnet som en indikator for rovfiskenes vægtmæssige dominans:

$$I_R = \frac{\text{Vægt af rovfisk} > 10 \text{ cm}}{\text{vægt af alle fisk}}$$

Ved tilbageberegning af længder ud fra skælaflæsninger blev der beregnet en lineær regression for totallængde mod skældiameter. Lineær regression er den mest ligefremme og mest anvendte regressionstype, omend log-log-regressioner og polynomiske regressioner også anvendes i nogle sammenhænge (Bagenal & Tesch, 1978). Skæringen med y-aksen, konstanten c , anvendtes i Fraser-Lee's metode for tilbageberegning (Bagenal & Tesch, 1978):

$$L_t = ((L_c - c) \times (d_t / d_c)) + c,$$

hvor L_t er længde til tiden t , L_c længden ved fangst, d_t og d_c de tilsvarende skældiameter.

1.1.6. Forbehold og usikkerheder.

Hele Normalprogrammet er behæftet med en del usikkerheder. Det biologiske oversigtsgarn er, uanset dets brede fordeling af maskestørrelser, mere eller mindre selektivt overfor fisk af forskellig størrelse og art, og forskellige maskestørrelser har forskellig fangst-effektivitet. Således vil kun et relativt snævert længdeinterval af 'glatte' fisk som skalle og helt kunne fanges i én størrelse garnmaske, mens aborre med dens mange pigge og gedde med dens tænder let hænger i garnet og dermed fanges meget mindre selektivt end de 'glatte' fisk. Derfor vil de have et temmelig bredt længdeinterval repræsenteret i hver garnmaskestørrelse. Desuden er ikke alle fiskearter lige aktive og dermed fangbare for garnene. Endelig kan tætheden af fisk i garnet være så høj, at yderligere fisk ikke fanges, selv om de er til stede. Man kan med andre ord ikke forvente, at et Normalprograms garnfangster er 100 % repræsentativt for fiskebestandens sammensætning, hverken kvalitativt eller kvantitativt.

Desuden betyder vejret under fiskeriet meget for fangbarheden af de forskellige fisk. Således vil lave temperaturer resultere i mindre aktivitet end en højere do., med lavere fangbarhed til følge. Aktiviteten hos fisk med lukket svømmeblære, f.eks. aborre, kan også påvirkes af lufttrykket (Steen, 1970), så ændringer i lufttryk kan resultere i lavere aktivitet og dermed lavere fangbarhed end ved stabilt tryk.

For elektrofiskeri gælder det ligeledes, at der er nogen usikkerhed i ensartetheden. Bredstrækninger, der er vidt forskellige, er svære at standardisere; elektrofiskeudstyret, der

bruges, er heller ikke standardiseret, og dette kan spille ind på fiskenes fangbarhed, ligesom ledningsevnen i de forskellige søer påvirker fangbarheden stærkt (Bohlin *et al.*, 1989). Selve CPUE-princippet er således behæftet med en vis usikkerhed, når de sammenligninger, det er udviklet til, skal gøres.

1.2. Resultater.

I alt blev der, udover helt, fanget 5 fiskearter i Ring Sø under fiskeundersøgelserne. Disse var aborre, gedde, skalle, ål og knude, med stærk dominans af aborre og med knude kun repræsenteret ved sporadiske fangster.

Det samlede antal fisk fanget ved normalundersøgelserne svingede noget fra år til år. I 1989 blev der således fanget i alt 1468 fisk fordelt på 102.4 kg, i 1990 var tallene hhv. 2155 fisk og 143.4 kg, i 1991 370 fisk og 67.8 kg, mens 1992, hvor der ikke blev elektrofisket, gav 2327 fisk og 177.5 kg. Fordelingen af årlig samlet vægt og antal på arter findes i Appendix A.

1.2.1. Artssammensætning og bestandsestimater.

Der blev under det mærkningsfiskeriet mærket 1384 aborrer, 173 ål og 373 skaller. Af disse blev 93 aborrer og 3 ål genfanget, mens skallerne undgik genfangst. Bestandsestimatet for skaller baseredes derfor på det tilsvarende for aborrer, sammenholdt med CPUE-resultaterne fra Normalprogrammet (Tabel 6).

Tabel 6.: Bestandsestimater for de naturligt forekommende fiskearter i Ring Sø pr. 1.juni 1989.

Art	Bestandsestimat (antal)	95 % C.L.	Biomasse (g m ⁻²)
Aborre	19698	17264-21709	3.5
Skalle	~5000	~500-9000	1.7
Gedde	1243	775-1781	3.2
Ål	2480	845-12398	5.0
Knude	?	-	?
Sum	28421	19384-44888	13.4

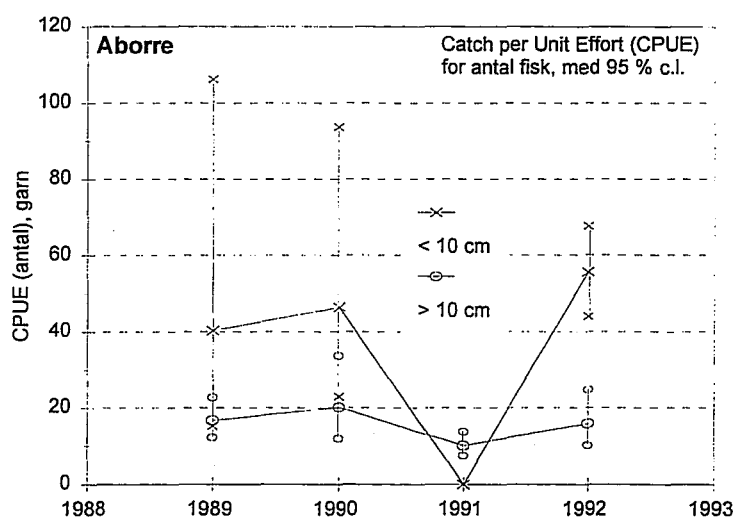
For aborre blev **selvstændige** estimater for fire aldersgrupper (0+, 1+, 2+, ældre end 2+) lagt sammen til et **samlet estimat**. Da 0+ fisk ikke kunne mærkes, blev estimatet for disse baseret på CPUE og **genfangst** for 1+, under den forudsætning at fangbarheden i oversigtsgarn var ens for 0+ og 1+. For ål beregnedes bestandsestimatet kun for fisk > 40 cm, på baggrund af mærkning-genfangster gjort uden for Normalprogrammet.

Bestandsestimatet for gedde stammer fra en selvstændig undersøgelse af geddens biologi i Ring Sø (Thomsen, 1992). Længdefordelingen for de fire talrigeste arter er angivet i Appendix B.

1.2.2. Aborre.

Aborre blev fanget nogenlunde jævnt fordelt over det meste af søen, dog som regel med en vis overvægt af 0+ aborre i sektion F i nordsiden af søen. Der blev i løbet af de 4 års Normalprogramsbefiskninger kun fanget 2 aborrer ved elektrofiskeri, alle øvrige blev taget i garn. Der blev ikke fanget aborrer < 10 cm i 1991, ligesom der kun blev fanget 2 stk. 1+ aborrer i 1992.

CPUE-værdierne for antal angiver et fald i bestanden af aborre > 10 cm i 1991 (Fig. 3; Appendix C), men ellers er fangsten af store aborre ret jævn gennem befiskningsperioden. Bortset fra den manglende 0+-årgang i 1991 synes der at være en stigende reproduktion i perioden 1989-92.

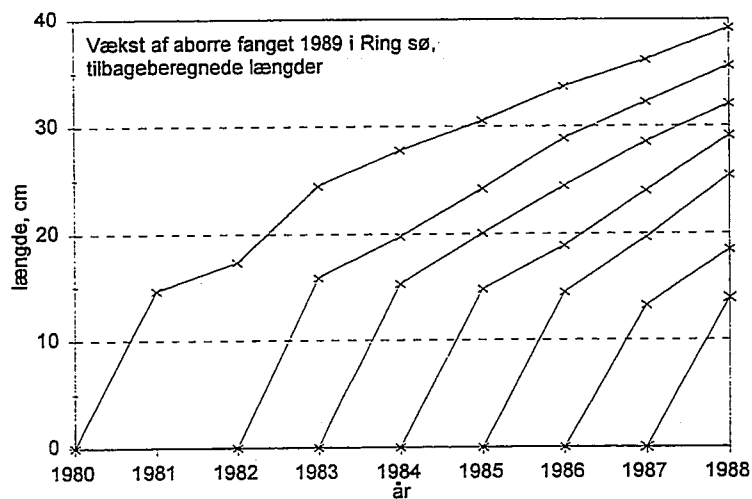


Figur 3: CPUE-værdier i garn for antal aborre fanget i Ring Sø ved Normalprogrammet i 1989-1992, med 95 % c.l. angivet.

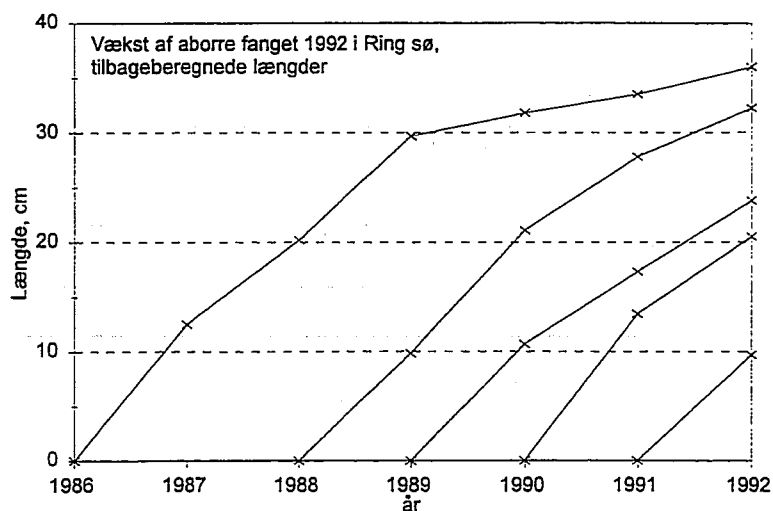
Tabel 7: Størrelsesparametre, længde-vægt-regression og Fultons konditionsfaktor (F) for aborre fra Ring Sø. Delantal = Det antal fisk, hvorpå beregningerne er baseret.

ABORRE	1989	1990	1991	1992
Delantal (total)	88 (1196)	87 (2000)	76 (306)	84 (2148)
mid.længde ± S.D.	22.84 ± 9.64 cm	21.13 ± 8.48 cm	23.05 ± 6.34 cm	20.53 ± 8.84 cm
mid.vægt ± S.D.	340.2 ± 348.5 g	243.6 ± 252.7	245.4 ± 188.6 g	199.9 ± 201.6 g
log (a) ± S.D.	-2.184 ± 0.033	-2.174 ± 0.033	-2.146 ± 0.027	-2.110 ± 0.032
b ± S.D.	3.303 ± 0.017	3.291 ± 0.017	3.249 ± 0.025	3.195 ± 0.016
R ² (N)	0.998 (88)	0.998 (87)	0.996 (76)	0.998 (84)
F ± S.D. (<10 cm)	1.31 ± 0.13	1.22 ± 0.13	-	1.20 ± 0.13
F ± S.D. (>10 cm)	1.70 ± 0.25	1.69 ± 0.15	1.55 ± 0.15	1.42 ± 0.14
F ± S.D. (alle)	1.66 ± 0.27	1.60 ± 0.23	1.55 ± 0.15	1.37 ± 0.16

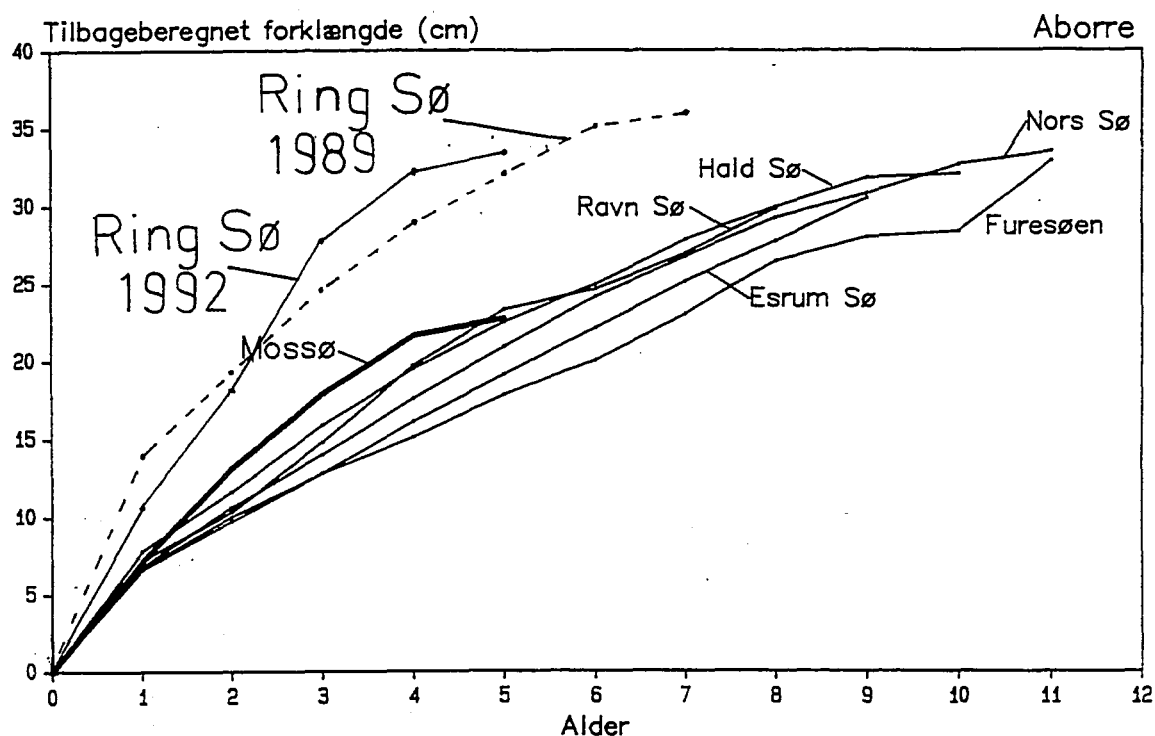
Nøgletal for mål og vægt fremgår af Tabel 7. Væksten hos aborre var i de første 3 leveår meget høj sammenlignet med tilsvarende danske søer, hvilket fremgår af Fig. 4a, 4b og 5 samt Tabel 8 og 9. Herefter aftager væksten dog, så 7-8 år gamle fisk kun når 35-39 cm.



Figur 4.a: Vækst af aborre i Ring Sø, fanget september 1989, fundet ved tilbageberegning ud fra skælaflæsning af vinterringe (Fraser-Lee's metode, $c = 6.046$). Se også Tabel 8.



Figur 4.b: Vækst af aborre i Ring Sø, fanget august 1992, fundet ved tilbageberegning ud fra skælaflæsning af vinterringe (Fraser-Lee' metode, $c = 3.011$). Se også Tabel 9.



Figur 5: Beregnede gennemsnitlige vækstkurver (Tabel 8 og 9) for aborre i Ring Sø med separat indtegning af målinger fra 1989 og 1992, samt for seks andre danske søer. Modificeret efter Århus Amt (1994).

Tabel 8: Aborre fra 1989, aflæst og tilbageberegnet efter Fraser-Lee's metode, $b = 6.046$ cm. Se også Fig. 4a.

Årg.	1	2	3	4	5	6	7	8	antal
1981	14.7	17.3	24.5	27.8	30.5	33.7	36.2	39.3	1
1983	15.9	19.8	24.2	28.9	32.2	35.7			2
1984	15.3	20.0	24.5	28.5	32.1				9
1985	14.8	18.9	24.0	29.1					10
1986	14.5	19.6	25.5						12
1987	13.2	18.4							8
1988	13.9								29
snit	14.2	19.2	24.7	28.9	32.0	35.3	36.2	39.2	71

Tabel 9: Aborre fra 1992, aflæst og tilbageberegnet efter Fraser-Lee's metode, $b = 3.011$ cm.
Se også Fig. 4b.

Årg.	1	2	3	4	5	antal
1987	12.5	20.2	29.7	31.8	33.5	1
1989	9.8	21.1	27.8			14
1990	10.7	17.3				32
1991	13.5					1
snit	10.5	18.5	28.0	31.8	33.5	48

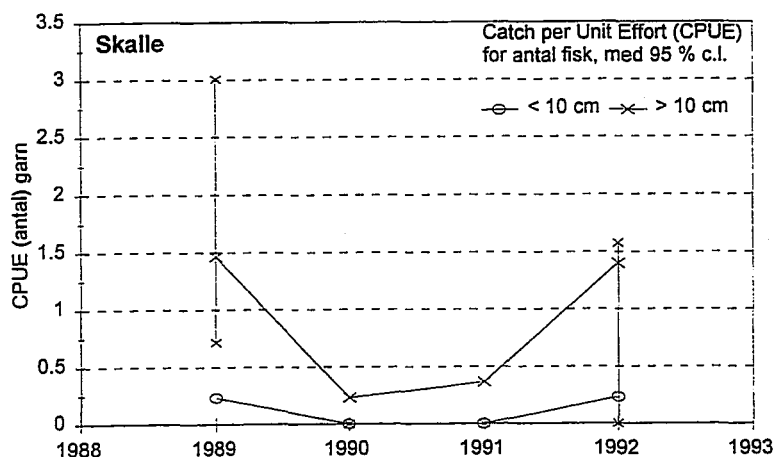
Aldersfordelingen af aborre lader sig nemt aflæse af længdefordelingen, idet de enkelte kohorter p.g.a. den høje vækst er klart adskilte indtil 3+ (Appendix B), hvilket blev bekræftet af skælaflæsninger; 0+: 5.5-12 cm, 1+: 12.5-21.5, 2+: 22.5-30.5, >3+: >26 cm.

Fultons konditionsfaktor stiger med alderen på grund af en høj b -værdi i l - w -relationen, og de store aborrer har en meget høj kondition (1.6-1.9 ved 35 cm) i forhold til andre danske søer (Århus Amt, 1994). Der er dog en faldende tendens for konditionen i perioden 1989-92.

1.2.3. Skalle.

Skalle >10 cm blev hovedsageligt fanget i den dybere del af Ring Sø (sektionerne A, B og F), mens de mindre fisk var nogenlunde jævnt fordelt.

Der blev ikke fanget 0+ fisk i 1990 og -91, til trods for at der i både 1991 og -92 blev fanget 1+ fisk. CPUE for skalle < 10 cm ligger alle år betydeligt under tallet for større fisk (Fig 6; Appendix C).



Figur 6: CPUE-værdier i garn for antal skalle fanget i Ring Sø ved Normalprogrammet i 1989-1992, med 95 % c.l. angivet.

Tabel 10: Størrelsesparametre, længde-vægt-regression og Fultons konditionsfaktor for skalle fra Ring Sø. Delantal = Det antal fisk, hvorpå beregningerne er baseret.

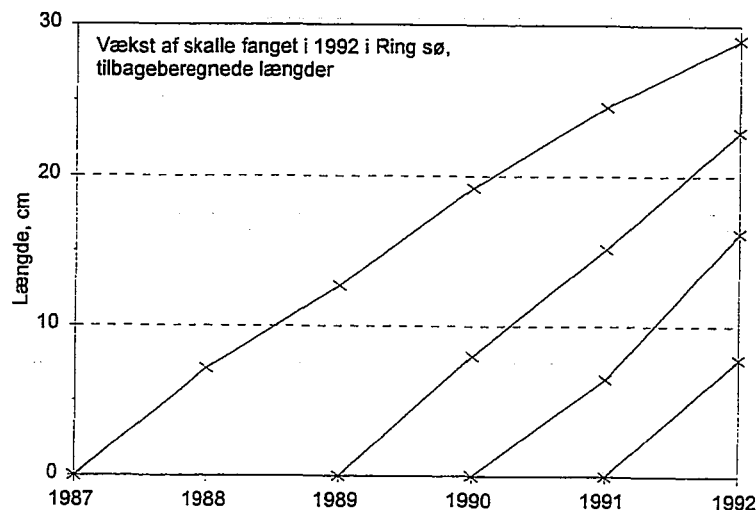
SKALLE	1989	1990	1991	1992
Delantal (total)	36 (70)	8 (7)	9 (12)	29 (49)
mid.længde \pm S.D.	16.53 \pm 5.27 cm	20.75 \pm 5.12 cm	23.67 \pm 6.29 cm	18.17 \pm 5.76 cm
mid.vægt \pm S.D.	85.6 \pm 139.9 g	157.9 \pm 169.1 g	234.3 \pm 154.9 g	107.4 \pm 118.7 g
log (a) \pm S.D.	-2.222 \pm 0.030	-2.450 \pm 0.030	-2.508 \pm 0.018	-2.143 \pm 0.040
b \pm S.D.	3.264 \pm 0.039	3.453 \pm 0.123	3.478 \pm 0.049	3.200 \pm 0.050
R ² (N)	0.995 (36)	0.992 (8)	0.999 (9)	0.993 (29)
F \pm S.D. (<10 cm)	1.10 \pm 0.11	-	-	1.14 \pm 0.18
F \pm S.D. (>10 cm)	1.27 \pm 0.13	-	-	1.30 \pm 0.14
F \pm S.D. (alle)	1.25 \pm 0.14	1.40 \pm 0.17	1.40 \pm 0.20	1.28 \pm 0.15

Tabel 11: Skalle fra 1989, aflæst og tilbageberegnet efter Fraser-Lee's metode, b = 1.616 cm. Se også Fig. 7.

Årg.	1	2	3	4	antal
1988	7.2	12.7	19.2	24.6	2
1990	8.0	15.1			6
1991	6.5				13
snit	7.0	14.5	19.2	24.6	21

CPUE for skalle > 10 cm viser et stærkt fald i 1990 og igen en stigning i 1992 trods tilsyneladende mangel på reproduktion året før (Fig. 6; Appendix C).

For skallerne gælder det som for aborrerne, at væksten var høj, men i modsætning til aborren meget konstant. Skælaflæsninger viste, at skallerne nåede en længde på 12.7-15.1 cm i snit efter 2 års vækst (Fig.7; Tabel 11). Ligeledes lå skalles b-værdi pænt over 3 i alle år (Tabel 10), hvilket gav en stigende konditionsfaktor med stigende størrelse (1.4-1.7 ved 30 cm).

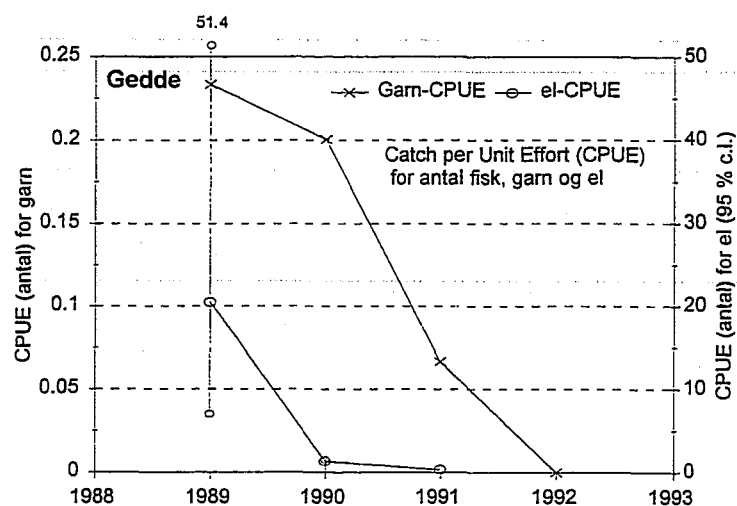


Figur 7: Vækst af skalle i Ring Sø, fanget august 1992, fundet ved tilbageberegning ud fra skælaflæsning af vinterringe (Fraser-Lee' metode, $c = 1.616$). Se også Tabel 10.

1.2.4. Gedde.

I 1989 blev 68 ud af de 123 elektrofiskede gedder (55.3 %) fanget på en 38 m lang bredzonestrækning i lysesivbevoksning i sektion D. De øvrige år blev gedder primært fanget i sektionerne B, C og D's bredzone, de fleste i forbindelse med emergent vegetation. For garnfangsternes vedkommende var fordelingen af fisk mindre klumpet.

CPUE-værdierne for antal viser et stærkt, kontinuert fald i geddebestanden, både for de elektrofiskede og de garnfangne gedder (Fig. 8; Appendix C). 0+ gedder forekom i stort tal i 1989, men der var en dårlig rekruttering af disse til 1+ i 1990.



Figur 8: CPUE-værdier i garn og ved elektrofiskeri for antal gedde fanget i Ring Sø ved Normalprogrammet i 1989-92, med 95 % c.l. angivet for elektrofiskeri.

Vækst og konditionsfaktor for gedderne i Ring Sø var betydeligt dårligere end for andre danske gedder (gennemsnit fra en række danske søer: Thomsen 1992). Specielt de større gedder i Ring Sø voksede dårligt og havde en lav konditionsfaktor (Tabel 12).

Tabel 12: Størrelsesparametre, længde-vægt-relationer og Fultons konditionsfaktor for gedde i Ring Sø.

GEDDE	1989	1990
Delantal (total)	36 (130)	6 (14)
mid.længde \pm S.D.	25.22 \pm 21.31 cm	45.17 \pm 13.2 cm
middelvægt \pm S.D.	486.0 \pm 1919.3g	701.7 \pm 329.1 g
log (a) \pm S.D.	-2.199 \pm 0.038	-2.170 \pm 0.028
b \pm S.D.	2.978 \pm 0.026	2.989 \pm 0.070
R ² (N)	0.997 (38)	0.998 (6)
F \pm S.D. (alle)	0.59 \pm 0.05	0.65 \pm 0.04

1.2.5. Ål

Ål blev kun fanget ved elektrofiskeri under Normalprogrammet. Da der ikke blev udtaget ål til længde-vægt-beregninger i 1990 og 91 og der ikke blev fanget ål i 1992 (intet elektrofiskeri), er der kun beregnet l-v-regression for 1989 (Tabel 13); denne er brugt til vægtberegninger i alle år.

Tabel 13: Størrelsesparametre, længde-vægt-relationer og Fultons konditionsfaktor for ål i Ring Sø, 1989.

ÅL	1989
Delantal (total)	24 (63)
mid.længde \pm S.D.	29.08 \pm 14.32 cm
middelvægt \pm S.D.	88.4 \pm 167.9 g
log (a) \pm S.D.	-2.957 \pm 0.041
b \pm S.D.	3.137 \pm 0.050
R ² (N)	0.994 (24)
F \pm S.D.	0.17 \pm 0.02

Væksten i Ring Sø for ål er tilsyneladende meget ringe; de ål, der blev udsat i 1987-88, ser ud fra længdefordelingen ikke ud til at vokse overhovedet (insignifikant forskel i middellængde i denne gruppe for 1989, -90 og -91; t-test: $p > 0.05$) (Appendix B).

1.2.6. Knude.

Nogle egentlige kommentarer til knudens vækst, kondition og forekomst kan ikke gives, da der er for få fisk. Kun i 1989 blev der fanget knuder og da kun i alt 9 stk.

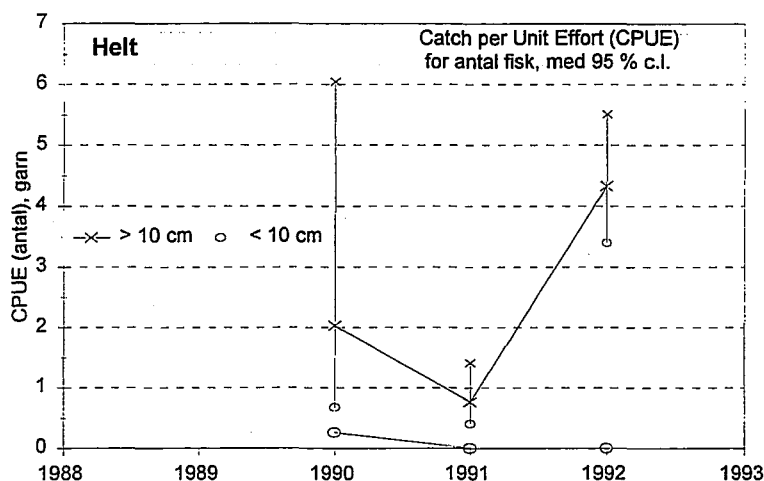
Estimerede regressionsparametre for længde-vægt-relationen for knude kunne dog beregnes og er angivet i Tabel 14 sammen med estimerede værdier for middelvægt og Fultons konditionsfaktor.

Tabel 14: Størrelsesparametre, længde-vægt-relationer og Fs konditionsfaktor for knude i Ring Sø, 1989.

KNUDE	1989
Delantal (total)	4 (9)
mid.længde \pm S.D.	28.13 \pm 6.25 cm
middelvægt \pm S.D.	164.5 \pm 113.7 g
log (a) \pm S.D.	-2.064 \pm 0.028
b \pm S.D.	2.923 \pm 0.179
R ² (N)	0.993 (4)
F \pm S.D.	0.67 \pm 0.003

1.2.7. Helt.

Der blev først fanget helt fra 1990, da udsætningerne i 1989 først foregik efter Normalprogrammets udførelse. CPUE for heltantal faldt som for de øvrige arter i 1991, men steg igen i 1992 (Fig. 9; Appendix C; se også rapportens 2.del), også når de naturligt reproducerede, gydt i vinteren 1991/92, fraregnes (ikke vist).



Figur 9: CPUE-værdier i garn for antal helt fanget i Ring Sø ved Normalprogrammet i 1989-1992, med 95 % c.l.

Tabel 15: Størrelsesparametre, længde-vægt-relationer og Fultons konditionsfaktor for helt i Ring Sø.
Delantal = Det antal fisk, hvorpå beregningerne er baseret.

HELT	1990	1991	1992
Delantal (total)	56 (69)	23 (23)	48 (130)
mid.længde \pm S.D.	18.10 \pm 8.36 cm	35.96 \pm 4.29 cm	38.08 \pm 11.53 cm
middelvægt \pm S.D.	103.8 \pm 127.9 g	551.3 \pm 253.2 g	773.0 \pm 442.6 g
log (a) \pm S.D.	-1.940 \pm 0.054	-2.374 \pm 0.027	-2.330 \pm 0.037
b \pm S.D.	2.957 \pm 0.039	3.273 \pm 0.119	3.232 \pm 0.031
R ² (N)	0.991 (56)	0.973 (23)	0.996 (48)
F \pm S.D. (<10 cm)	1.32 \pm 0.19	-	-
F \pm S.D. (>10 cm)	0.99 \pm 0.08	-	-
F \pm S.D. (alle)	1.03 \pm 0.14	1.12 \pm 0.08	1.08 \pm 0.13

Væksten hos helt var ekstrem (se rapportens 2.del), også sammenlignet med andre hurtigtvoksende danske og udenlandske bestande. Aldersbestemmelsen afslørede, at der allerede havde været gydning i 1990/91, året før den første større gydning blev registreret. Helt gennemgås i detaljer i rapportens 2.del.

1.2.8. Fiskebestanden som helhed.

Gennem tre af de fire undersøgelsesår dominerede aborre næsten totalt bestanden for fisk < 10 cm såvel antals- som vægtmæssigt (Appendix A). Aborren havde god yngle-succes i 1989, 1990 og 1992, mens der var meget lille reproduktion i 1991. Der blev ikke fanget fisk < 10 cm og der blev kun fanget én 0+ aborre (ved elektrofiskeri) i 1991, og året efter var kun 2 (0.65 %) ud af de i alt 307 ældre fisk 1+ fisk. I de øvrige år lå 1+- andelen mellem 48 % og 87 % af de ældre fisk. Skallens rekrutteringssucces var mere variabel og således var arten kun repræsenteret i gruppen < 10 cm i 1989 og 1992, mens de nyudsatte helt i 1990 udgjorde < 1 % af den samlede mængde fisk < 10 cm.

Den antalsmæssigt dominerende fiskeart blandt fisk > 10 cm var også aborren i alle fire år. Andelen svingede mellem 64 % og 83 %, mens gedde var næstvigtigst i antal i 1989 og ål og helt delte den status i 1990 og 1991.

Vægtmæssigt varierede billedet fra år til år: Aborre's dominans udeblev i 1992, hvor helten, hvis vægt-CPUE-andel gradvist var steget fra 1990 til 1992, dominerede med 55 % af den samlede vægt. I 1990 udgjorde gedde ca. en fjerdedel af vægt-CPUE, men dens andel faldt gennem årene til 0.

På grund af manglende elektrofiskeri fangedes der i 1992 hverken ål eller gedde, men kun de tre arter aborre, helt og skalle.

Indekser (Fig. 10)

Artsdiversitetsindekset viser, at diversiteten faldt (index steg) i 1990, da helten blev sat ud. I 1991-92 steg diversiteten igen. Dette afspejler, at I_a er baseret på vægt; i 1990

havde helt en middelvægt omtrent som søens gennemsnitsfisk, samtidig med at geddens vægtmæssige andel faldt og knude helt gled ud. De følgende år steg heltens middelvægt stærkt over gennemsnitsfiskens, og dette medførte et lavere indeks, svarende til højere diversitet.

Skidtfiskindekset, baseret på antal, faldt til nær 0 i 1990 fra en i forvejen lav værdi i 1989. En stigning i årene efter, forårsaget af et fald i antallet af gedder samtidig med en opgang i skallebestanden, returnerede indekset til nær udgangspunktet for 1989, knap 0.1.

Rovfiskindekset blev også påvirket af geddens tilbagegang, selv om heltens gode vækst og tilsyneladende lave dødelighed (= høje samlede vægt) nok betyder mest for den kontinuerede fald i indekset. Aborreens absolutte andel i indekset er ikke nævneværdigt ændret. I 1989 lå I_R ekstremt højt sammenlignet med andre danske søer, men faldt i perioden mod et mere typisk niveau (Århus Amt, 1994).

1.3 Diskussion af fiskebestanden

1.3.1 Aborre.

Aborreens kolossale vækst i de første leveår kan henføres til de store planktonmængder i søen; så længe aborren er planktivor, er der føde nok, men når den ifølge normal aborrepraksis skal overgå til piscivori som 15-25 cm stor, er fødeudbuddet begrænset.

Skallebestanden var i undersøgelsesperioden lille, formentlig bl.a. på grund af prædation fra gedder og aborrrer, der hurtigt æder 0+-årgangen op. Ud over kannibalisme levnes aborren derfor ikke mange chancer for at vokse hurtigt på fiskediæt. Fødeundersøgelser (se rapportens 2. del) viser da også, at store aborre stadig baserer væksten på zooplankton og bunddyr. Kuriøst kan det nævnes, at en 35 cm aborre fanget i garn i 1995 gylpede omkring 50 ml *Daphnia magna* ved fangsten.

Tilsyneladende var væksten for 0+ aborrrer betydeligt lavere i 1989 og 1990 end i de øvrige år. Dette kan delvist skyldes, at tilbageberegningerne af aborre-længder er foretaget med forskellig c-værdi for aborre fanget i 1989 og aborre fanget i 1992 (Tabel 8 og 9). Dette giver store afvigelser i endepunkterne. Men selv med en c-værdi i 1989-tilbageberegningerne på 3 (som i 1992), er 0+-middellængderne for tilbageberegnete aborrrer fra 1989 og 1990 1-3 cm mindre end i de øvrige år (ikke vist). Derfor må den ringere 0+-aborrevækst skyldes helt-udsætningerne, der giver 0+-aborre øget fødekongurrence. Ligeledes kan den svagt faldende konditionsfaktor for aborre (1989-92) skyldes konkurrence fra heltene (Tabel 7).

Omvendt var længdevæksten af større aborre fanget i 1992 bedre end den tilsvarende i 1989 (Figur 4a og 4b). Dette må i højere grad skyldes bedringen af søens almentilstand end heltudsætningerne, omend 1990-udsætningen, specielt gruppe B (se rapportens 2. del, Tabel 16) i en kort periode kunne virke som byttefisk for store aborrrer og dermed fremme deres vækst.

1.3.2 Skalle.

Skallens høje vækst skyldtes formentlig også det rige udbud af zooplankton i Ring Sø. I modsætning til aborren kan skallen bedre holde en konstant tilvækst, muligvis fordi den kan ernære sig af zooplankton hele livet.

De manglende 0+ fisk i 1990 og 1991 kan tillægges det forhold, at bestanden i august-september er så lille, at det er tilfældigt, om der fanges en fisk eller ej. Den mest sand-

synlige forklaring på den lave bestandstæthed af skaller i Ring Sø er, at prædationstrykket er meget højt og 0+-årgangen stort set ædes op sommeren over. Den høje tæthed af gedder og rovabborrer har betydet, at skallerne blev efterstræbt i littoralzonen såvel som i det åbne vand (Berg *et al.*, in press).

Derimod ser det ud fra 1992-CPUE ud til, at der har været meget succesfuld gydning i 1991 trods de manglende 0+ fangster. I 1992 blev der fanget 36 1+ fisk, den aldersgruppe, der var størst (2/3), men fiskene blev ikke registreret som 0+'er i 1991. I 1991 blev der fisket sent, og det må formodes at skallerne da ville have nået en størrelse, der gjorde dem garnfangbare. Alligevel skete der ingen fangst, og eftersom søen må have indeholdt en del 0+ fisk fra 1991, kan det undre meget, at de ikke dukker op, hverken i garn eller ved elfiskeri. En forklaring kan dog være, at det rige fødeudbud giver mindre bevægelse blandt 0+-skaller. Da CPUE bl.a. er et udtryk for fiskenes bevægelse, kan store mængder føde give en uforholdsmæssig lav CPUE-værdi.

1.3.3. Gedde.

Geddebestandens konstante tilbagegang gennem undersøgelsesperioden tyder på, at forholdene for gedder ikke længere er optimale (bestanden har tidligere været stor; Thomsen 1992, pers.medd. K.Rasmussen). Der blev ikke fisket med el i 1992 og det gør selvfølgelig Normalprogrammet usikkert, fordi de fleste gedder de øvrige år er fanget med el, mens kun få er gået i garn. Men tendensen de tre foregående år var klar i øvrigt, også når man medregner 1991's dårlige effektivitet (se senere). Man må formode, at faldet i CPUE faktisk afspejler en geddebestand i tilbagegang.

Den vigende skallebestand, som blev nævnt i forbindelse med aborrers lave vækst som piscivore, gør sig formentlig også gældende her. Nok er bestanden af små abborrer stor, men disse har relativt gode skjul, og derfor kan gedderne muligvis ikke fange tilstrækkeligt. Det går ud over fecunditeten, og ydermere øger det formentlig kannibalismen: Den høje elfiske-CPUE-værdi for gedde i 1989 skyldtes i høj grad en meget stor koncentration af gedder på et kort bredstræk (1.8 fisk m⁻¹). Dette kan skyldes at gedderne er gydt dér, på måske en af de få større gydepladser i søen, og at de unge gedder ikke evner at søge væk og sprede sig i søen (Berg *et al.*, in press).

Når tætheden af unge kannibalske gedder således er høj, kan gedderne begynde at æde hinanden. Thomsen (1992) fandt, at artsfæller var geddens antalsmæssigt vigtigste byttefisk i Ring Sø. Arten holder derfor effektivt sig selv nede. Dette er specielt et problem, hvis der kun er få gydepladser i søen. De mange 12.5-19.5 cm gedder i 1989 (0+ fisk; Thomsen, 1992) bliver simpelthen ikke rekrutteret til ældre fisk, fordi de ikke flytter sig og dermed æder hinanden. At geddernes fødegrundlag ydermere er lavt, hjælper med til at holde bestanden på et lavt niveau.

1.3.4. Ål.

Der blev i forbindelse med et større åleudsætningseksperiment i Gudenåens vand-system udsat ca. 35.000 ål i Ring Sø i 1987-88, altså 1-2 år før undersøgelsens start (Berg & Jørgensen, 1994). Størsteparten af de fangne ål udgøres af denne gruppe (15-45 cm), mens de større ål må stamme fra en udsætning i 1979 foretaget af en lodsejer ved Ring Sø. Det er

normalt ikke muligt for ålene til at komme op til Ring Sø ad naturlig vej, idet opvandringen af glasål som oftest falder sammen med udtørringen af søens afløb.

Væksten hos de sidst udsatte ål er meget dårlig, hvilket kan skyldes udsætningen af helt; i årene efter heltudsætningen faldt tætheden af benthos kraftigt (se rapportens 2.del). Da benthos i form af bl.a. *Chironomidae* og *Oligochaeta* udgør en meget vigtig del af føden for især mindre ål (Tesch, 1977) betyder det en forringelse af ålens fourageringsmuligheder.

1.3.5. Knude.

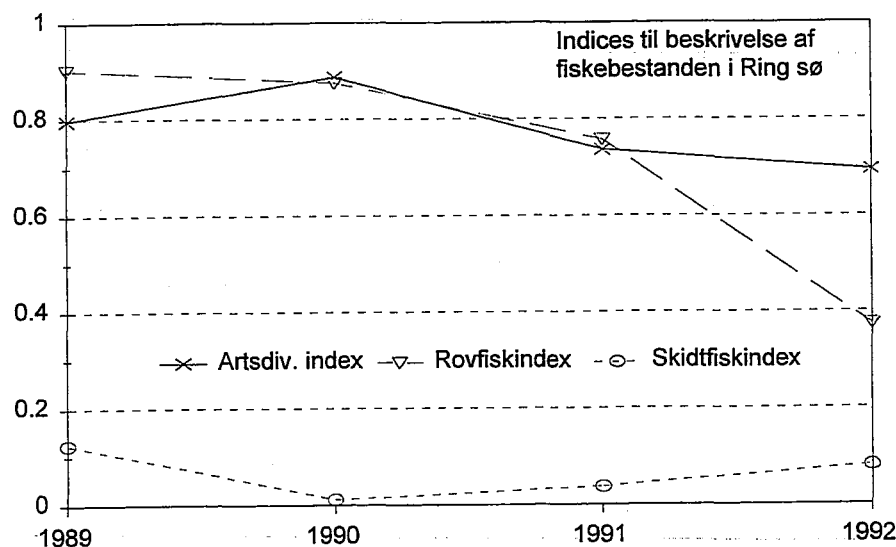
Knuden er kun meget svagt repræsenteret i Ring Sø og blev under Normal-programmet således kun fanget i alt ni eksemplarer, og kun med el i 1989. Der er kun blevet gjort enkelte sporadiske fangster af knude uden for Normalprogrammet. En medvirkende årsag til dette kan være knudens adfærd ved elektrofiskeri, der gør den meget vanskelig at fange. Mest sandsynligt er det dog, at bestanden af knude simpelthen er forsvindende lille, hvilket også den manglende fangst i 1990-91 vidner om.

1.3.6. Helt.

Se rapportens 2. del, Helteksperimentet.

1.3.7. Fiskebestanden som helhed.

Arts sammensætningen, kvalitativt og kvantitativt, er usædvanlig for en sø af Ring Søes næringsbelastning og størrelse. Ligesom sigtddybden efter 'skiftet' i 1988 har ligget højere end andre danske søer med en så høj P-koncentration - den burde ligge under 1.0 m (Jeppesen *et al.*, 1989a) - ligger skidtfiskindekset også meget lavt i forhold til en lang række andre danske søer. Søer med Ring Søes fosforbelastning vil gennemsnitligt ligge med et skidtfiskindeks på over 0.9 (Jeppesen *et al.*, 1989a), mens Ring Sø ligger omkring/under 0.1.



Figur 10: Artsdiversitetsindeks, rovfiskindeks og skidtfiskindeks i Ring Sø, beregnet på baggrund af Normalprogramsbefiskninger fra 1989-1992.

Begge disse usædvanlige forhold hænger i høj grad sammen med, at Ring Sø som nævnt formentlig er delvist kvælstofbegrænset, og at primærproduktionens størrelse ikke er begrænset af fosfor, sådan som de fleste søer er det (Vollenveider, 1976). Desuden er søen som antydnet 'vippet over' i klarvandet tilstand (Figur 19); i 1988 steg sigtddybden pludseligt til over 2 m i snit, efter i en lang årrække at have ligget under 1 m. Det har givet bedre fourageringsmuligheder for rovfisk, der jager ved synets hjælp (gedde (Raat, 1988) og aborre (Thorpe 1977)) og har dermed øget prædationstrykket på søens eneste naturlige planktivore art, skallen.

Derudover er makrofytdækket i søen også øget voldsomt, fra i 1988 stort set at have været ikke-eksisterende til i 1995 at dække store dele af bunden i en massiv tæthed (50-75 % dækket, egne obs.), med store mængder løs, drivende grøde (egne obs.). Også dette påvirker aborrer i en positiv retning og skaller i en negativ, på grund af forskelle i deres fødesøgningseffektivitet i tætstående makrofytter (Jeppesen *et al.*, 1989b), ligesom plankton-algerne bliver delvist udkonkurreret på næringssalte. Desuden påvirker tæt makrofytdække gedde i negativ retning; større gedder foretrækker randområder af undervandsvegetation som standplads for angreb på byttefisk (Grimm & Backx, 1990). Med det meste af søen dækket af planter, forsvinder en del af geddens idealjagtrevir således.

I den meget rovfiskedominerede planktonsø passede helten godt ind i en pelagisk planktivor niche. Det pelagiske zooplanktonpotentiale har ikke været udnyttet fuldt ud, før helten blev udsat i søen, så konkurrencen har været begrænset. Desuden betyder heltens meget hurtige vækst (Heltekseperimentet, fig. 14) at samtlige årgange af rovfisk ikke er i stand til at æde dem.

1.4. Diskussion af Normalprogrammet

1.4.1. År-til-år variationer.

Som det er blevet antydnet under gennemgangen af de enkelte arter herover, sker der en sammenfaldende nedgang i fangsterne, udtrykt som CPUE, i 1991. Dette kunne være et udtryk for 'et dårligt år' for fisk som helhed, men ser man nærmere efter, viser det sig at det er befiskningerne frem for selve fiskebestandene, der forårsager faldet i CPUE.

Følgende observationer modsiger entydigt, at det er en bestandsnedgang blandt fiskene, der forårsager CPUE-faldene:

- Der blev ikke fanget 0+ skaller i 1991, selv om bestanden af 1+ skaller i 1992 var stor.
- Bestanden aborre 1+ og ældre faldt først i 1991 for derpå at stige igen i 1992, trods manglende rekruttering (der blev ikke registreret 0+-aborre i 1991, kun én 1+-aborre i 1992). Dette svarer til, at de ældre aborre har haft en negativ dødelighed. Det samme gjorde sig gældende for de udsatte helt, der opdelt på årgangene 1989 og -90, hver især faldt til nær 0 i 1991, men steg til CPUE-tætheder i 1992, der overgik selv CPUE-bestanden i 1990. Også CPUE for ål faldt uforklarligt fra 1990 til 1991 trods stabil bestand mellem 1989 og 1990, mens udviklingen mod 1992 ikke kendes p.g.a. manglende elektrofiskeri.

Ændringerne i CPUE for aborre, skalle og helt viste, at der var signifikant forskel fra år til år: Aborre-CPUE var mindre i 1991 end i hver af de øvrige undersøgelsesår; CPUE for 1989-årgangen af helt var mindre i 1991 end i 1992; og 1990-årgangen af helt var mindre i 1991 end i både 1990 og 1992 (Alle tests: $p < 0.05$, Wilcoxon-test af medianfangster for hele søen opdelt i sektioner; ikke vist). CPUE for skalle viste ingen signifikante forskelle mellem 1991 og de to omkringliggende år på grund af for lave fangster (for mange 0-fangster i sektionerne).

Der er således, udover en række indicier, også statistisk bevis for, at standardindsatsen, eller dens effektivitet, i høj grad ikke var den samme fra år til år, men at der tværtimod kunne ses betydelige udsving i Normalprogrammets befiskninger.

1.4.2. Mulige grunde til 1991-faldet.

Mange faktorer kan gøre sig gældende, når det som her viser sig, at CPUE som kvantitativ måleenhed er usikker. CPUE afspejler grundlæggende, hvor meget fiskene svømmer og hvor godt, de 'hænger i' maskerne. Derfor kan fiskenes adfærd betyde meget for netop CPUE.

Adfærd

Det kan have haft betydning for de observerede fald i CPUE for aborre, at de større fisk måske levede af forskellig føde i 1991 og 1992. I 1991 var føden for aborre 1+ eller ældre næsten kun benthos og zooplankton, mens føden i 1992, hvor der ikke blev udført maveundersøgelser, kan have været suppleret med et stort indslag af fisk i form af de helt- yngel, der stammer fra gydningen i 1991/92. Helten klækkedes i 1992, formentlig ultimo marts, svømmede op i vandfasen medio april og nåede medio maj en længde af 3-4 cm (pers.medd. K.Rasmussen). Disse ville være ideel aborreføde, og større aborre (2+ og ældre) vil med stor sandsynlighed have ernæret sig delvist piscivort i en periode. Det vides, at piscivore aborrer kan have fire gange højere fangbarhed end f.eks. brasen (pers.medd. J.P. Müller). Omvendt havde 0+ helten ved Normalprograms-befiskningen ultimo august 1992 nået en længde på 15-18 cm (gennemsnit 16.6 cm) og må da formodes at være for store byttedyr for aborre < 30 cm (90 % af fangsten af 2+ og ældre). Den piscivore adfærd kan således tænkes at være aftaget omkring fisketidspunktet for denne størrelsesgruppe og aktiviteten ville måske alligevel ikke være væsentligt højere end ved 1991-befiskningen. Om en evt. øget piscivori har haft indflydelse på CPUE eller ej kan altså ikke afgøres entydigt.

For heltens vedkommende er der ikke meget i dens adfærd, der tydede på en større adfærdsbetinget fangbarhed i 1992 sammenlignet med 1991. Tværtimod gik en større del af helten i 1991 tæt på land end i 1992; i 1991 fangedes den i højere grad i garn i littoralzonen parallelt bredden og i maskestørrelser tæt på land i garn i littoralzonen vinkelret på bredden (ikke vist) og var således fangbar i en større del af søen end i 1992.

For skaller gælder, at 0+ ikke altid når en størrelse, der gør dem fangbare i garnenes mindste masker (6.25 mm); der mangler altså en mindre garnmaske-størrelse end 6.25 mm (pers. medd. J.P.Müller). At 0+-skallerne har været for små, har antageligvis været tilfældet i 1990 (der blev fanget 1+-skaller i 1991), hvor der blev fisket usædvanligt tidligt og skallerne derfor endnu ikke er blevet store nok. De to øvrige år, hvor 0+-skaller er blevet fanget (1989 og 1992), blev der fisket senere og da må 0+-skallerne have været store nok til

fangst. Normalprogramsbefiskningen i 1991 fandt sted senere end nogen af de andre år (10-13/9). Kun betydeligt dårligere vækstforhold i sommeren 1991 i forhold til 1989 og 1992 kan derfor være en alternativ forklaring til de manglende 0+-skaller.

Fremgangsmåde

Forskelle i elektrofiskeriet kan henføres til udførelsen; det er kendt, at forskellige personer kan have meget forskellig fiskeeffektivitet, at skiftende ledningsevne og bevoksningstæthed betyder meget for udbyttet pr. tidsindsats eller længdeindsats, og at forskelligt udstyr kan give højst forskellige resultater (Bohlin *et al.*, 1989). Det er derfor ikke muligt at standardisere indsatsen.

Forskellige garnsætningsdetaljer fra år til år kan nok udelukkes, da det er de samme personer, der har udført fiskeriet de tre år. Dog kan garnfisketiden have varieret lidt fra år til år, men ikke mere end hvad burde kunne rummes indenfor et praktisk udføreligt program. Erfaringer viser desuden, at adfærdsændringer i forbindelse med 'sæsonskifte', f.eks. nedsat aktivitet som følge af faldende temperatur, kan have meget stor indflydelse på fangbarhed. Dette betyder, at specielt sene befiskninger kan give stærkt afvigende resultater (pers.medd. J.P.Müller). Så længe befiskningerne holdes indenfor den i Normalprogrammet afstukne tidsramme, bør resultaterne dog kunne blive konsistente.

Grøde

Store mængder flydende grøde i garnene kan nedsætte fangbarheden stærkt, hvilket observeredes i Ring Sø i 1995, og det er en mulig forklaring på den nedsatte CPUE i 1991. Netop 1991 var det år, hvor fiskeriet blev udført senest (Tabel 2), og det er derfor muligt, at henfaldet af den submerse vegetation har været længere fremskredet end i de tidligere år. Henfaldstidspunktet kan også variere fra år til år afhængigt af vejret i sensommeren.

Vejrlig (Kilde: DMI)

Endelig kan vejret have indflydelse på garnbefiskningseffektiviteten. Store udsving i lufttryk kan påvirke aborre, hvilket giver lavere aktivitet og dermed fangbarhed, mens kraftig vind kan forstyrre selve garnene. Ud fra lufttrykdata målt hver tredje time er der dog ikke grund til at tro, at denne meteorologiske faktor har haft indflydelse på fiskeriet, ihvertfald ikke i den forventede retning. Lufttrykket var højt (omkring 1023 mbar) og stabilt i 1989, mens variationen i 1990 og 1991 mindede noget om hinanden (stigning først i perioden, stabilisering højt (1020-22 mbar) de sidste to dage). I 1992 var lufttrykket derimod lavt (< 1013 mbar) og meget variabelt, med stærke fald anden og tredje fiskenat, mens der den fjerde fiskenat indenfor 15 timer skete et fald på 5 mbar og derpå en stigning på 5 mbar (Appendix E). Alligevel var fiskeeffektiviteten højere i 1992 end i de øvrige år, omend ikke signifikant. Her kan forklaringen altså ikke umiddelbart findes. Ej heller tyder noget på afgørende forskelle i nedbør, soltimer, lufttemperatur eller vandtemperatur (ikke vist). Sidstnævnte varierede med årstiden og var således højest (19.5°C) i 1990 og lavest (15.5°C) i 1989 og 1991.

Vindstyrke og -retning kan give en idé om, hvorfor variationen i fiskeeffektivitet var så stor; i 1991 kom vinden overvejende fra V-NV (på langs af søen), hvor den de øvrige år var kommet fra hhv. NØ, V og S-SV. Vindstyrken var ikke overvældende forskellig. Da især flydende garn er følsomme overfor vind, kan en relativt stærk vind på langs af søen, netop fra

V-NV, give forringet effektivitet. De relativt stejle, høje tunneldalssider vil formentlig læ for de øvrige, aktuelle vindretninger.

Ingen endegyldig forklaring

Det viser sig dog, at manglende fangster i overfladegarnene ikke kan forklare det store fald i helt-CPUE alene. Andelen af helt fanget i overfladegarn falder ganske vist fra 0.37 ± 0.37 (SD) i 1990 til 0.10 ± 0.17 i 1991 for igen at stige til 0.39 ± 0.06 i 1992 (ikke vist). Men fangsten i ikke-overfladegarn var stadig signifikant lavere i 1991 end i 1992 for begge de udsatte årgange af helt ($p < 0.05$; Wilcoxon-test af medianfangster for hele søen opdelt i sektioner, fraregnet fangster i overfladegarn; ikke vist). En nærmere forklaring på det markante fald i CPUE lader sig altså ikke umiddelbart afdække ud fra kendte parametre.

1.4.3. Konklusion.

Der blev i denne undersøgelse fundet signifikante forskelle i CPU fra år til år, som bedst kan forklares med dels drivende grøde i vandet og dels vindforholdene på undersøgelsestidspunktet, men i øvrigt ikke kan forklares til fulde.

Derfor bør man ved anvendelse af Normalprogrammets befiskninger til sammenligning af forskellige søer såvel som sammenligning af forskellige år i den samme sø vurdere resultaterne i forhold til de ovennævnte parametre. Det er således vigtigt at gøre notater over garnenes tilstand m.h.t. mængden af grøde såvel som over vejsituationen på befiskningstidspunktet.

Müller & Jerl Jensen (under forberedelse) beskriver flere faktorer, der gør de nuværende fremgangsmåder og beregningsmetoder uegnede. Bl.a. fremføres det, at garnfangsterne bør beregnes under hensyntagen til det befiskede volumen fremfor arealet, som nu anvendes.

Oprindeligt var Normalprogrammets befiskninger beregnet på umiddelbar sammenlignelighed. De nævnte forbehold betyder dog, at andre faktorer som mængden af makrofytter i garnene og vejrliget bør inddrages, når sammenligninger mellem søer og år gøres. Dette svækker naturligvis Normalprogrammets intentioner og anvendelighed.

2. HELTEKSPERIMENTET

2.1. Formål.

Formålet med at udsætte helt i en sø, hvor denne art aldrig før havde forekommet, var todelt; det primære formål var at beskrive de miljømæssige effekter af udsætninger, d.v.s. i hvilken grad helten som ny fiskeart ville påvirke søen, både hvad angår sigtddybde, algevækst, zooplankton og den øvrige fiskebestand. Det sekundære formål var at undersøge rentabiliteten ved udsætning af helt, d.v.s. den mulige produktion af konsumhelt i en eutrof sø.

2.1.1. Forudsætninger for at vælge Ring Sø.

Ring Sø blev bl.a. valgt p.g.a. sin eutrofieringsgrad (målt som sigtddybde), der gjorde den til en typisk dansk sø (sigtddybde på ca. 1 m). Søens forureningsgrad og almentilstand gjorde også, at man ikke forventede, at helten ville kunne gyde succesfuldt; sigtddybden var ringe, bunden overvejende mudret og udbredelsen af undervandsplanter var uhyre begrænset. Desuden gjorde Ring Sø's beliggenhed, temmelig isoleret i den øverste ende af et Gudenå-sidesystem, og med en meget lille vandgennemstrømning, at 'udslip' af helt både opstrøms og nedstrøms var lidet sandsynligt. Specielt det faktum, at afløbet fra søen (Dalbæk) udtørreder sommeren over, betyder meget for heltens 'indespærring'. Endelig gør søens størrelse den let at undersøge grundigt m.h.t. eventuelle ændringer i en række faktorer, og helten er i øvrigt naturligt hjemmehørende i Gudenå-systemet, omend ikke i den øvre del.

2.2. Metoder

2.2.1. Udsætninger.

Udsætninger af helt blev foretaget både i 1989 og 1990 (Tabel 16). I det nedenstående vil gruppen af de mindste 0+ helt af 1990-udsætningen (4.9 cm, 2/7 1990) blive omtalt som gruppe A, mens de øvrige (store) benævnes gruppe B (fiskene udsat 25/5 1990 har 2/7 1990 nået samme længde som de 'store' helt udsat 2/7).

Tabel 16: Heltudsætninger i Ring Sø; alle fisk er af aldersgruppe 0+ ved udsætning.

Gruppe	Dato	Antal	Længde \pm SD, cm	Tæthed, ha ⁻¹
89	23/11 1989	1423	17.0 \pm 2.4	63,2
90B	25/5 1990	6400	3.6 \pm 0.5	
90B	2/7 1990	1890	6.8 \pm 0.9	425,3
90A	2/7 1990	1280	4.9 \pm 1.0	
Total		10993	-	488,5 \sim 1 / 21 m ²

De opnåede helt-tætheder valgtes for at være sikker på at kunne se en effekt af udsætningerne, uanset at der måske ville blive en højere tæthed end en naturlig bestand ville kunne oppebære. Som skala for den valgte tæthed brugtes aborre, der er meget talrig i Ring Sø.

Helten indgik efter udsætningen i Normalprogrammet, og fangst, registrering og anden behandling af helt foregik derfor som beskrevet i afsnittet om standardundersøgelsen.

2.2.2. Aldersbestemmelse og vækst.

Aldersbestemmelse og tilbageberegning af længder hos helt fandt ligesom for de øvrige fiskearter sted ved skælaflæsning (Bagenal & Tesch, 1978). Metoden har den fordel frem for ørestensaflæsning og gællelågsaflæsning, at prøven kan tages fra levende fisk og at den kan gennemføres uden særlig behandling af objektet.

Vinterringe i skæl er i vid udstrækning accepteret som alderskriterium for helt med god vækst, der ikke er ældre end ca. 4-5 år (Ausen, 1976; Hellner, 1980; Kronborg *et al.*, 1984; Skurdal *et al.*, 1985). Når fiskene bliver ældre end 4-5 år, bliver væksten i mange tilfælde så lav på grund af kønsmodning og størrelse, at der ikke længere dannes vinterringe i skællene (Ausen, 1976; Hellner, 1980; Skurdal *et al.*, 1985). En grænsevækst på 1.5 cm år⁻¹ nævnes af Skurdal *et al.* (1985), mens Ausen (1976) nævner en vækst på 1 % år⁻¹ som for lav til at afsætte vinterringe, og så lav vækst ses ofte hos ældre individer.

I Ring Sø er helten i undersøgelsens tidsrum ikke ældre end 6+ (1995) og da væksten i perioden har været ekstrem høj før kønsmodning og vedblivende god efter, har det ikke været nødvendigt at bruge andre metoder end skælaflæsning til en ret sikker aldersbestemmelse af helten. Det var til tider vanskeligt at erkende de vækststop, der forårsager vinterringene, fordi heltens vækst i Ring Sø var så høj. Målingerne foretaget med stereolup og PC-program har derfor en vis usikkerhed i den eksakte placering af de enkelte vinterringe.

Længdevæksten blev beregnet på baggrund af målinger af de ovennævnte vinterringe i skæl og tilbageberegning efter Fraser-Lee's metode (Bagenal & Tesch, 1978). Der blev læst skæl fra helt fanget i 1992, 1993 og 1995.

2.2.3. Mortalitet og produktion.

Da der hverken er beregnet bestandsestimater eller der på noget tidspunkt fandtes en stabil aldersfordeling, kunne der ikke beregnes mortalitet for helt i Ring Sø (Youngs & Robson, 1978). Derfor blev fiskeridødeligheden beregnet ud fra de fangne fisk, ligesom produktionen blev estimeret som produktion efter naturlig mortalitet, d.v.s. ren fiskeriproduktion. Fiskeriudbyttet, samlet fra Normalprogrammet, maveprøvefisk og opfiskning af gydende og 0+ helt fremgår af Tabel 20.

2.2.4. Fødeundersøgelser.

For at undersøge heltens fødevalg samt dens indflydelse på de øvrige arters fødevalg, blev maveindholdet af helt, aborre og skalle tilstræbt analyseret månedligt i årene 1989-91. Fiskene blev fanget med vod eller garn og maverne blev straks udtaget og nedfrosset i en transportabel 12 v-fryser. For aborrer større end 30 cm blev maveindholdet suget ud med en

glasmavepumpe for ikke at dræbe fisken. Det blev tilstræbt at tage prøver fra 10 fisk fra hver 2 til 3 størrelsesklasser af hver art.

Maveindholdet blev analyseret under stereolup og antallet af grupper/arter i hver mave blev registreret.

2.2.5. Benthos og zooplankton.

Sideløbende med maveprøverne blev der taget månedlige prøver af den benthiske fauna i årene 1989-91. 5-15 bundprøver à 21 cm² blev udtaget tilfældigt fordelt på dybere vand (>3 m). Efter sigtning gennem 210 µm sigte blev dyrene fixeret i 4 % formalin og udsorteret på 6 grupper mod lys baggrund.

Zooplanktonprøver blev taget ugentligt i 1989-91 med en 3.3 l Patalas prøvetager midt i søen. Der blev taget prøver i overfladen samt på 2 og 4 m's dybde. De tre prøver blev puljet og filtreret gennem en 20 µm sigte, hvorefter de blev fixeret i 1 % Lugol. En størrelses-sortering blev foretaget ved at sigte dyrene gennem en 140 µm sigte. Fraktionen af større dyr blev talt under stereolup ved 40 x forstørrelse, mens de mindre dyr (<140 µm) blev talt i 2.9 ml kamre i et omvendt mikroskop ved 40-100 x forstørrelse. Zooplankton blev opdelt i 5 arter/grupper.

2.2.6. Vandkemi.

Som de overordnede parametre for søens tilstand blev næringssaltkoncentrationer (N_{tot} og P_{tot}) samt sigtdybde og [chl.-a] overvåget under forsøget. Vandprøver til bestemmelse af N_{tot} , P_{tot} og chl. a blev taget ugentligt på samme dybder som zooplanktonprøverne i perioden 1989-91 af DMU. I årene 1992, -93 og -95 stod Vejle Amt for denne del af overvågningen. Der blev ikke taget prøver i 1994. P_{tot} blev i laboratoriet bestemt ved persulfat-metoden, N_{tot} blev bestemt ved kalium persulfat-metoden og chl.a-koncentrationen bestemtes spektrofotometrisk på ethanol-ekstrakt (Søndergaard *et al.*, 1990).

2.2.7. Opfiskning.

Da det havde vist sig, at helten havde succesfuld gydning i Ring Sø trods forudsigelserne, blev der sat en opfiskning af helten i værk. IFF stod for opfiskningen i 1992 og 1993, mens Brædstrup Sportsfiskerforening overtog opfiskningen i 1994. Med 55 m lange 46 mm monofil nedgarn (knode-til-knode) blev der fisket før, under og efter heltens gydesæson hvert år i perioden 1992-94. I 1992 startede fiskeriet med 10 flydende nedgarn den 7. oktober, først med garnene tværs over søen, senere (fra 28. oktober) og de følgende år langs bredderne, ved de formodede gydepladser. I løbet af perioden blev der fisket med flere nedgarn (Tabel 17).

Helt, der blev fanget under opfiskningen, blev målt (nærmeste nedre ½ cm) og vejjet (nærmeste g) i 1992, en subsample blev målt og vejjet i 1993, og i 1994 blev helten kun målt (til nærmeste nedre hele cm). Der blev taget skælprøver af en del af helten fanget i 1993. Desuden blev helt kønsbestemt i 1992 og en del af 1993. I 1993 blev graden af gydemodenhed desuden bestemt for en del af helten (-: juvenil/ikke kønsmoden; +: kønsmoden; ++: gydemoden, æg/sæd kan stryges; +++: udgydt).

Tabel 17: Fiskeriindsats ved opfiskning af helt i Ring Sø 1992-94. Redskabet var 46 mm flydende eller synkende nedgarn. Datoen angiver røgtningsdato.

1992	nætter	garn	1993	nætter	garn	1994	nætter	garn
8/10	1	10	24/11	2	40	20/11	2	10
9/10	1	10	6/12	12	40	23/11	3	13
22/10	1	10	10/12	4	40	26/11	3	13
28/10	1	10	21/12	11	40	30/11	4	16
29/10	1	10	13/1 94	23	40	3/12	3	16
30/10	1	10				7/12	4	18
3/11	1	10				11/12	4	18
4/11	1	10				15/12	4	18
5/11	1	10				17/12	2	18
6/11	1	10				20/12	3	18
10/11	1	10				22/12	2	18
11/11	1	10				27/12	5	18
12/11	1	10						
13/11	1	10						
17/11	1	11						
18/11	1	11						
19/11	1	11						
20/11	1	11						
24/11	1	11						
25/11	1	11						
26/11	1	11						
27/11	1	11						
2/12	1	25						
3/12	1	25						
4/12	1	25						
9/12	1	35						
10/12	1	35						
11/12	1	35						
16/12	2	35						
18/12	2	35						
21/12	3	35						
sum	35	513	sum	52	200	sum	39	194
sum garnnætter		664	sum garnnætter		2080	sum garnnætter		642

2.2.8. 0+ helt i 1995.

Vodtræk

For at undersøge heltens gydesucces blev der i februar til april 1995 trukket vod efter nyklækkede heltlarver med planktonnet (250 µm masker). Trækkene blev udført ved sejlads med meget lav fart langs nord- og sydbredden af søen, dér hvor heltene måtte formodes at have gydt. Nettet blev trukket 3-5 gange i 10-15 minutter pr. gang (Tabel 18). Indholdet blev hjembragt og undersøgt under stereolup.

Tabel 18: Vodtræk efter heltlarver i Ring Sø, 1995. 10-15 min. pr. vodtræk.

Dato	23/2	3/3	9/3	16/3	23/3	30/3	7/4
Antal vodtræk	4	3	5	5	3	3	3

Driftfælde

For samtidig at finde ud af om heltlarver ville drifte ud af søen i løbet af foråret, blev der opsat et driftnet i søens afløb. Nettet var udformet som en konisk netpose (1 mm masker) med opsamlingsbeholder (500 µm planktonnet i bunden). Det blev placeret i en rørunderføring ved en markvej ca. 20 m fra udløbet af søen, så randen af nettet lukkede helt af. Den fulde vandføring ud af søen løb således igennem driftnettet. Driftnettet fiskede 4 x 1 time i løbet af marts og april, og 4 x 1 døgn fra sidst i april til midt i juni (Tabel 19). Indholdet af opsamlingsbeholderen blev hjembragt og undersøgt for heltlarver mod en lys baggrund.

Tabel 19: Fiskeri med driftnet i Ring Søes afløb, 1995.

Dato	16/3	23/3	30/3	7/4	19-20/4	23-24/5	1-2/6	12-13/6
Fisketid	1 time	1 time	1 time	1 time	1 døgn	1 døgn	1 døgn	1 døgn

Opfiskning.

Som et sidste forsøg på at finde 0+ helt fra 1995, blev der i august 1995 sat garn. Valget af garntype til opfiskningen tog udgangspunkt i fangsten af de naturligt gydte 0+ helt i 1992, eftersom disse måtte formodes at have en størrelsesfordeling, der lignede de i 1995 naturligt gydte. Den 24.-27. august 1992 blev 28 ud af 29 0+ helt (97 %) i størrelsen 15-18 cm fanget i 16.5 mm sektionen af de biologiske oversigtsgarn. 20 ud af de 29 0+ helt (69 %) blev fanget i flydende garn, mens hhv. 7 og 2 blev fanget i pelagiske og bundstående garn.

På den baggrund blev 16.5 mm flydende nedgarn valgt til fiskeri efter af 0+ helt i 1995. Desuden ønskedes det at få et indtryk af søens tilbageværende bestand af ældre helt, hvorfor garn med større masker (46 og 55 mm) også blev sat.

Den 16. august 1995 blev der således sat 10 stk. (4 + 4 + 2) flydende 16.5 mm (knode-til-knode) nedgarn à 30 m på kryds og tværs i søens pelagie. Derudover blev der sat 4 stk. (samlet) synkende 55 mm garn à 30 m og 10 stk. (4 + 3 + 3) flydende 46 mm garn à 55 m, også i søens pelagie. Garnene blev røgtet den 17. august efter at have fisket i 23-25 timer. Alle fangne helt blev målt og fisk ældre end 0+ blev vejet som ovenfor beskrevet.

2.2.9. Beregninger.

Der blev beregnet CPUE for opfiskningsresultaterne i 1992-94 for sammenligneligt at kunne følge med i fiskeriets succes. En indsats blev sat til ét 46 mm flydende/synkende nedgarns fiskeri i ét døgn (20-24 timer), således at CPUE blev beregnet som

$$CPUE_{\text{opfisk}} = \text{antal fangne helt} / (\text{antal nætter fisket} \times \text{antal garn sat}).$$

Tilsvarende blev opfiskningsindsatsen overfor 0+ helt i 1995 omregnet, så den kunne sammenlignes med CPUE-resultaterne fra Normalprogrammet i 1990-92. I 1992 fangede de 18 m 16.5 mm sektioner i de flydende biologiske oversigtsgarn 20 0+ helt, svarende til 69 % af den samlede 0+ fangst det år. I 1995 blev der sat i alt 300 m 16.5 mm flydende nedgarn, altså 16.7 gange så stor en indsats som i 1992. $CPUE_{0+}$ angivet med en indsats svarende til en sektion 16.5 mm garn beregnes derfor for 1995 som

$$CPUE_{0+} = (\text{antal fangne 0+ helt} / \text{samlet længde af 16.5 mm garn, m}) \times 3 \text{ m}$$

For at sammenligne 1995-tal direkte med den samlede CPUE fra 1992 må der korrigeres for de 0+ helt fanget i de pelagiske og de bundstående garn, d.v.s.

$$CPUE_{\text{standard}} = CPUE_{0+} / 0.69$$

Da fiskeriet efter ældre helt i 1995 ikke lignede opfiskningerne foretaget i 1992-94 (anden årstid; sat i pelagiet og ikke langs bredden), kan der ikke beregnes en sammenlignelig CPUE for 1995-befiskningen af ældre helt.

For tilbageberegning af længder ud fra skælaflæsninger af helt gjaldt det, at regressionsligningerne for skældiameter mod totallængde var signifikant forskellige (t-test, $p < 0.001$) for skæl målt i 1992 og i 1993, hvilket bl.a. skyldtes, at skællene tilsyneladende var blevet taget fra forskellige steder på helten de to år. Desuden viste skæringen med y-aksen, at skællene ifølge regressionerne skulle være anlagt, mens fisken var hhv. 93 mm og 199 mm lang i 1992 og 1993 (ikke vist). De første skæl hos helt vides imidlertid at blive anlagt allerede ved en længde på ca. 35 mm (K.Rasmussen, pers.medd.; Luczynski *et al.*, 1988).

Da dette gør skælregressionerne ubrugelige, blev tilbageberegningerne gjort ud fra den antagelse, at de for skælaflæsningen relevante skæl (nogle rækker over sidelinien bag rygfinnen) blev anlagt, da fisken var 45 mm (Luczynski *et al.*, 1988). Denne oplysning kombineret med den relative placering af vinterringene er tilstrækkelig for at kunne tilbageberegne totallængder efter Fraser-Lee-metoden (Bagenal & Tesch, 1978):

$$L_i = (L_t - c) \times (s_i / s_t) + c$$

hvor L_i og L_t er fiskens totallængde i mm ved hhv. den i 'te vinterring og ved fangsten, s_i og s_t de tilsvarende skældiameter i mm, og c længde-skæl-regressionens skæring med y-aksen (svarende til fiskens totallængde ved skælanlægning), her sat til 45 mm.

2.3. Resultater

2.3.1. Fangster af helt.

Alle fangster af helt i de år, eksperimentet hidtil har forløbet, fremgår af Tabel 20. Længdefordelinger af helt fra de enkelte befiskninger fremgår af Appendix D. De oprindeligt udsatte helt udgjorde, trods en god gydesucces i de følgende år, den største del af fangsten såvel antals- (53.3 %) som vægtmæssigt (60.9 %). Maveundersøgelsesfangsterne udgjorde kun en lille del af den samlede fangst (4.2 %, dog med 77.2 % i 1991), mens opfiskningerne som følge af deres intensive indsats udgjorde langt den største del af denne (85.8%).

Tabel 20: Totalfangst opgjort som antal (vægt i g) af helt i Ring Sø, fordelt på årgange (kolonner) og fiskeår (rækker), med samlet fangst af hver årgang og hvert fiskeår summeret i bunden hhv. i siden af tabellen. 'm', 'n' og 'o' i fiskeår-kolonnen angiver om fiskene er fanget ved hhv. maveundersøgelser, Normalprogram eller opfiskning.

* angiver, at fordelingen mellem årgange bestemt ved hånd-'fittede' normalkurver i længdefordeling.

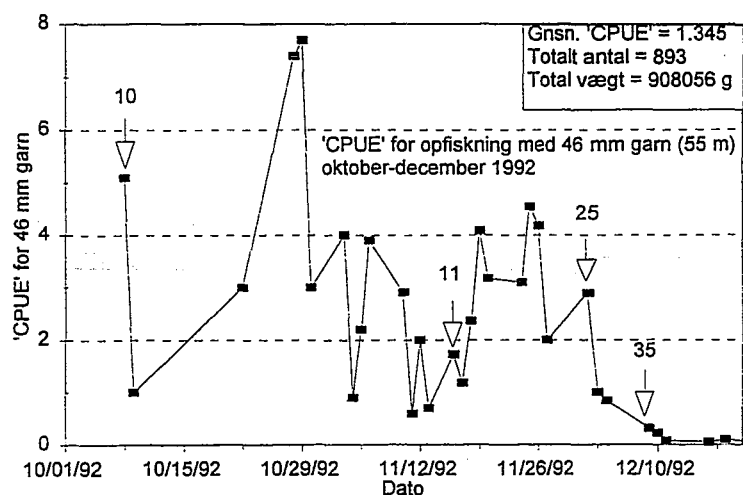
** angiver at antals- og dermed vægtfordeling er fundet ved ekstrapolering af 301 målte helt til den samlede fangst på 823 helt.

Øvrige aldersfordelinger er enten fundet ved direkte aldersbestemmelse eller ved utvetydig adskillelse af kohorter i længdefordelingerne (se f.eks. Appendix E; længdefordeling, 1990). En del af vægtangivelserne er beregnet på grundlag af længde-vægt-relationer i det givne længdeinterval.

År \ årg.	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	Sum
1989 (m)	5 (275)	-	-	-	-	-	-	5 (275)
1990 (mn)	27 (6617)	61 (1757)	-	-	-	-	-	88 (8374)
1991 (mn)	25 (19641)	76 (27794)	0 (0)	-	-	-	-	101 (47435)
1992 (mno)	307* (362285)	692* (644798)	6 (2589)	36 (1462)	-	-	-	1041 (1011134)
1993 (o)	8** (15285)	55** (12606)	8** (10020)	752** (466375)	0 (0)	-	-	823 (577142)
1994 (o)	5* (9969)	20* (34528)	0 (0)	136* (157551)	139* (84385)	0 (0)	-	300 (286433)
1995 (o)	1 (2770)	1 (2385)	0 (0)	3 (4042)	6 (5671)	6 (2318)	33 (1092)	50 (18278)
Sum	378 (416842)	905 (769723)	14 (12609)	927 (629430)	145 (90056)	6 (2318)	33 (1092)	2408 (1949071)

Opfiskning.

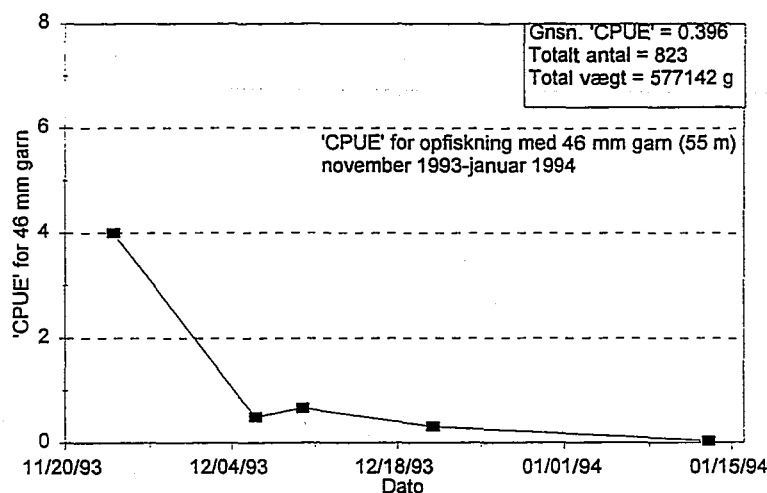
I 1992 gav opfiskningen af gydemodne helt en pæn fangst af 1989- og 1990-årgangene (hhv. 281 og 608 stk.). CPUE for opfiskning faldt signifikant i løbet af fiskeperioden (Spearman rank-order correlation coefficient test, $r_s = -0.59$, $p < 0.0005$) fra et gennemsnit på knap 5 ved de første fem befiskninger (8-29/10) til i snit < 0.1 ved de sidste fem befiskninger (11-21/12) (Fig. 11).



Figur 11: Catch Per Unit Effort, 'CPUE', for opfiskningen af helt i Ring Sø, oktober-december 1992. 1 'Unit Effort' svarer til indsatsen med ét 55 m langt 46 mm nedgarn over én nat. Tallene ved pilene angiver antal fiskende garn ad gangen og gælder for de efterfølgende datoer. Der blev fisket én nat ad gangen, 3-4 nætter pr. uge. Dato angiver røgtningsdag.

Kønsfordelingen er bestemt i perioden 3/11-21/12. Andelen af hanner var størst i starten af perioden og faldt signifikant (Spearman rank-order correlation coefficient test, $r_s = -0.52$, $p < 0.005$); den samlede kønsfordeling over perioden var (m:f) 0.45:0.55.

I 1993 var fangsterne, trods en næsten 3 gange større indsats, knap så stor som i 1992 (Fig. 12). Fangsterne af årgang '89 og '90 faldt drastisk (gennemsnitlig CPUE: årg. '89: 0.423 til 0.004; årg. '90: 0.916 til 0.026; ikke vist). Statistisk set faldt den samlede fangst ikke gennem fiskeperioden (Spearman rank-order correlation coefficient test, $r_s = -0.7$, $p > 0.10$), men dette skyldes det lave antal befiskninger, og reelt var der et kraftigt fald i CPUE gennem perioden (fra ca. 4 til < 0.1).

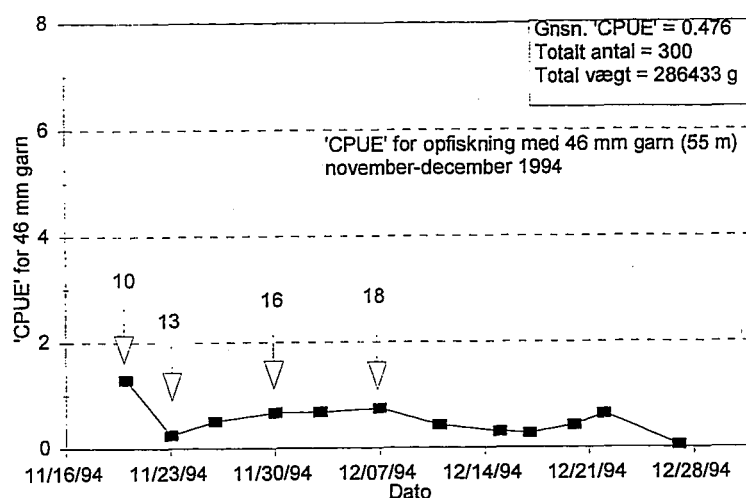


Figur 12: CPUE for opfiskningen af helt i Ring Sø, november 1993-januar 1994. 1 'Unit Effort' svarer til indsatsen med ét 55 m langt 46 mm nedgarn over én nat. Der blev fisket med 15 flydende og 25 bundstående (i alt 40) garn pr. nat. Garnene fiskede kontinuert fra 20/11 1993 til 13/1 1994, med 5 røgtninger i alt. Dato angiver røgtningsdag.

Kønsfordelingen i 1993 kunne ikke følges over tid, idet der kun var udtaget stikprøver på 2 ud af 5 befiskningsdage. Dog var der en tendens til større grad af gydemodenhed for hunner sidst i perioden (ikke vist). Der blev fanget 10 gydemodne 1+ hunner (årgang 1992) den 24/11 1993.

I 1994 var fangsterne betydeligt mindre end i 1992 (gennemsnitlig CPUE = 0.467; Fig. 13), men lidt højere end i 1993 (gnsn. CPUE = 0.396). CPUE for årgang '89 og '90 faldt ikke yderligere (0.008 og 0.031; ikke vist), mens årgang '92 faldt fra 0.3615 til 0.212 (ikke vist). CPUE faldt ikke signifikant i løbet af perioden (Spearman rank-order correlation coefficient test, $r_s = -0.47$, $p > 0.05$), idet kun første og sidste befiskning antyder et CPUE fald.

For 1995, hvor en egentlig opfiskning endnu ikke havde fundet sted, var fangsten på 17 fisk ældre end 0+. Forudsættes samme fangbarhed for 55 mm garn (i alt 120 m) som for 46 mm garn (i alt 550 m), svarer dette til en CPUE på 1.4.



Figur 13: CPUE for opfiskningen af helt i Ring Sø, november-december 1994. 1 'Unit Effort' svarer til indsatsen med ét 55 m langt 46 mm nedgarn over én nat. Tallene ved pilene angiver antal fiskende garn ad gangen og gælder for de efterfølgende datoer. Garnene fiskede kontinuert fra 17/11 til 27/12 1994, med 12 røgtninger i alt. Dato angiver røgtningsdag.

0+ helt 1995

Under vodtræk med planktonnet efter nyklækkede, opstegne heltlarver i den første del af 1995 blev der på intet tidspunkt fanget heltlarver.

Der blev heller ikke på noget tidspunkt fanget driftende heltlarver i afløbet fra Ring Sø. Heller ikke på dage, hvor det regnede eller havde regnet kort tid forinden, hvilket giver et større flow ud af søen, blev der registreret blot én heltlarve.

Nedgarnsfiskeriet i august gav derimod fangst af 33 0+ helt svarende til en tætthed, der groft estimeret ligger på $1/10$ af 0+ helt i 1992 (Tabel 21). Dette viser, at der har fundet gydning sted også i 1994/95, omend tilsyneladende mindre succesfuldt end i 1991/92. Længdefordelingen af fangsterne i 1995 fremgår af Appendix D.

2.3.2. Bestandsudvikling og gydning.

Idet der ikke fandtes bestandsestimater for helten fra år til år, kan kun den relative bestandssammensætning bedømmes. Som nævnt i rapportens 1. del (1.4.1.) viste CPUE, at bestandene af de to årgange af udsætningshelt øgedes signifikant fra 1991 til 1992, selv om der ikke blev foretaget yderligere udsætninger.

Tabel 21: CPUE for garnfangede 0+ helt i tre år. For 1990 er medtaget flere former for CPUE₀₊: Alle 0+ helt (i 8, 10, 12.5 og 16.5 mm garnsektioner), udsætningsgruppe B (12.5 og 16.5 mm flydende garnsektioner) og de der kun blev fanget i 16.5 mm flydende garn. For 1992 og -95 er angivet CPUE for 16.5 mm flydende garn(-sektioner).

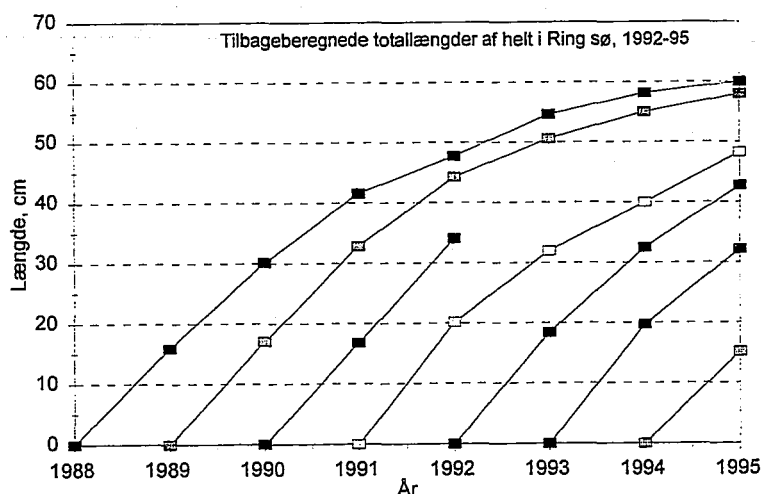
År	Garnlængde*	CPUE ₀₊
1990 (alle 0+)	72 m	2.29
1990 (grp. B)	36 m	3.67
1990 (16.5 mm flyd.)	18 m	1.00
1992 (16.5 mm flyd.)	18 m	3.33
1995 (16.5 mm flyd.)	300 m	0.33

*) Relevante garnlængder, d.v.s. de garnmaskestørrelser, der fanger de relevante heltstørrelser

I 1992 blev der, udover de udsatte helt, også fanget 36 helt i størrelsesklassen 0+, samt 6 helt, der lå mellem 0+ og 2+ - 3+ i længdefordelingen (Appendix D). Af disse 6 blev to aldersbestemt til 1+. I 1993 blev det vurderet, at 8 af de fangne helt var 2+. I 1994 og 1995 blev der igen fanget en del 0+-helt.

2.3.3. Vækst.

Væksten af helt i Ring Sø kan aflæses af Fig. 14 og Tabel 22, som er konstrueret på basis af skælaflæsninger fra fisk fanget ved Normalprogrammet i 1992, ved opfiskningen i 1993 samt befiskningen i august 1995.

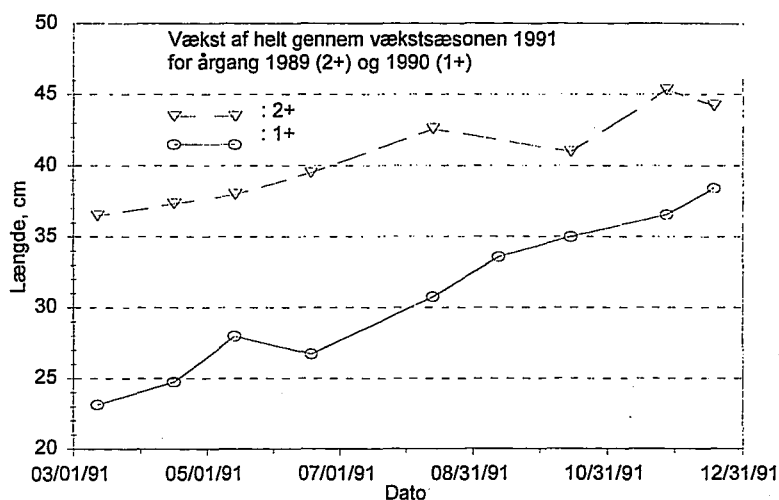


Figur 14: Vækst af helt i Ring Sø fundet ved tilbageberegning ud fra skælaflæsninger af vinterringe fra helt fanget i 1992, -94 og -95. Da længdeskældiameter-regressionerne ikke var anvendelige, blev skæring med y-akse sat til 4.5, og beregnet efter Fraser-Lee's metode, hvor $c = 4.5$.

Tabel 22: Tilbageberegnete længder (mm) \pm S.D. for helt fanget ved Normalprogrammet i 1992, ved opfiskningen i 1993 og ved befiskningen i august 1995. Tal i parantes angiver antal skælaflæste fisk. Se også Fig. 14.

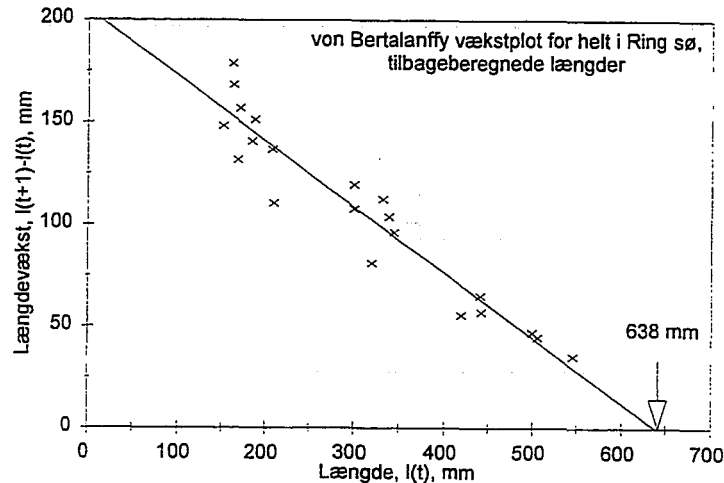
Årgang	Alder					
	1	2	3	4	5	6
1989	160 \pm 21 (67)	303 \pm 29 (67)	418 \pm 29 (67)	478 \pm 21 (45)	546 \pm 10 (5)	582 \pm 4 (5)
1990	173 \pm 18 (72)	328 \pm 20 (72)	442 \pm 17 (15)	506 \pm 9 (6)	551 \pm 6 (6)	
1991	168 \pm 11 (13)	340 \pm 7 (5)				
1992	202 \pm 12 (171)	319 \pm 21 (10)	400 \pm 17 (10)			
1993	184 \pm 18 (24)	325 \pm 24 (24)				
1994	198 \pm 15 (15)					
Alle	186 \pm 23 (362)	318 \pm 27 (178)	420 \pm 28 (92)	481 \pm 22 (51)	549 \pm 8 (11)	582 \pm 4 (5)

Væksten i løbet af 1991 blev estimeret ud fra middellængder af kohorter af fisk fanget til maveprøver og ved Normalprogrammet i 1991. Fordelingen af de ni prøvetagningsdatoer ses på Fig. 15. Figuren viser, at helt i Ring Sø, både 1+ og 2+, voksede gennem hele perioden (marts til december), muligvis med lidt stærkere vækst i juli-august.



Figur 15: En sæsons vækst af 1+ og 2+ helt i Ring Sø, 1991. Baseret på middellængder af helt fra de to udsatte årgange, fanget til maveundersøgelser i løbet af året.

Den største helt, der blev fanget, var en 6+-helt fra 1989 med en længde på 60 cm og en vægt på 2,8 kg. Den teoretiske middel-maksimallængde, L_{∞} , der findes ud fra et von Bertalanffy-plot, er beregnet til 63,8 cm i 1992-95 (Fig. 16).



Figur 16: von Bertalanffy vækstplot for helt i Ring Sø. Baseret på tilbageberegnete længder for fisk fanget i 1992, -93 og -95. Regressionslinje: $l_{t+1} - l_t = -0.320 \times l_t + 204$; [mm]. Teoretisk maksimalmiddellængde, $L_{\infty} = 638$ mm.

2.3.4. Produktion af helt > 36 cm

Der blev fanget i alt 1.9 ton helt over mindstemålet (36 cm) i Ring Sø i perioden 1989-95 (Tabel 23). De første fangster af helt > 36 cm skete i 1991.

Tabel 23: Fangst (i kg) af helt > 36 cm, fordelt på årgange (søjler) og fiskeår (rækker), summeret i siden for hvert fiskeår og i bunden for hver årgang.

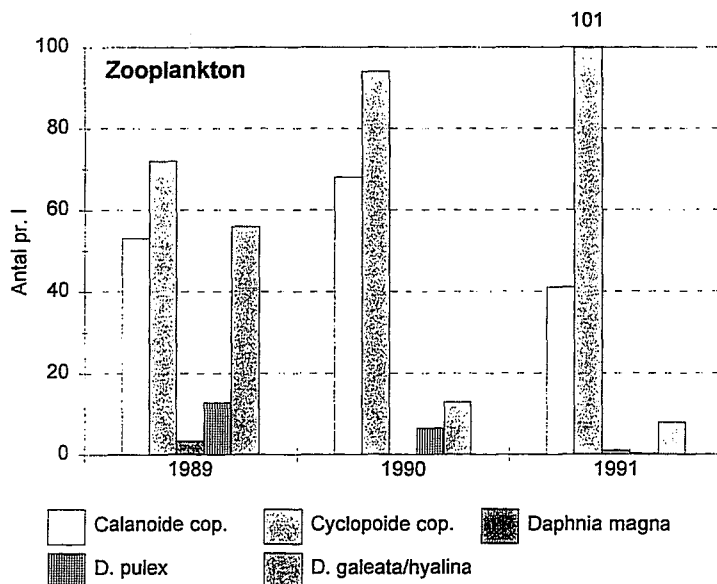
år \ årg.	1989	1990	1991	1992	1993	sum	kg ha ⁻¹
1991	19.6	12.1	-	-	-	31.7	1.4
1992	362.3	643.9	1.0	-	-	1007.2	44.8
1993	15.3	85.5	10.0	456.0	-	566.8	25.3
1994	10.0	34.5	0	157.6	74.3	276.3	12.3
1995	2.8	2.4	0	4.0	5.7	14.9	0.66
sum	410.0	778.4	11.0	617.6	80.0	1896.9	16.6

Relateret til udsætningsantallet klarede årgang 1989 sig bedst med et udbytte på 288 kg helt > 36 cm pr. 1000 udsatte, mens årgang 1990 gav 82.1 kg pr. 1000 udsatte. Antalsmæssigt dominerede årgang 1992 med 41 % af de fangne helt > 36 cm (ikke vist).

2.3.5. Zooplankton og benthos.

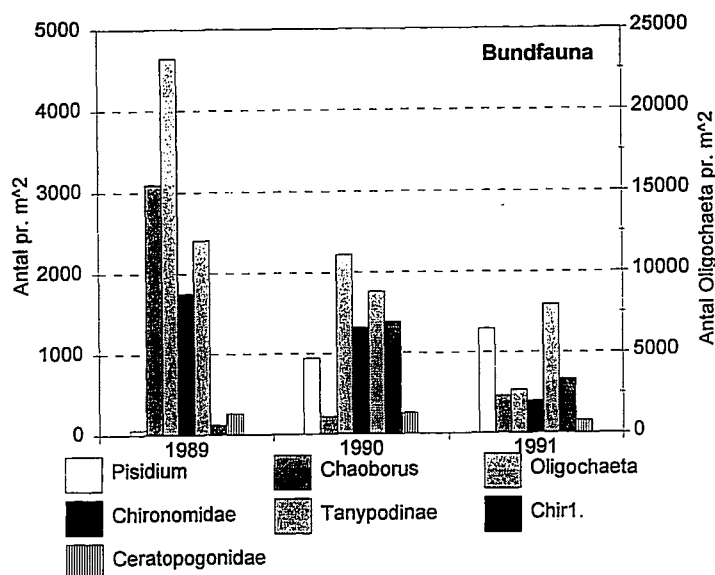
Gennemsnitstætheden (marts til december) af *Daphnia*-arter faldt betragteligt gennem de tre undersøgelsesår; *D. magna* forsvandt helt i 1990, men dukkede op på et meget lavt niveau igen i 1991. Både *D. pulex* og *D. hyalina/galeata* faldt støt gennem perioden til niveauer på hhv. 5 % og 14 % af 1989-niveauet. Tætheden af calanoide copepoder ændredes ikke entydigt, mens tætheden af de cyclopoide copepoder steg med ca. 40 % (Fig. 17).

I sommeren 1995 var tætheden af *Daphnia magna* meget høj. Der foreligger ikke konkrete tal for tætheden, men almindelig observation giver et overvældende indtryk af enorme mængder af denne store dafnie.



Figur 17: Zooplanktontætheder i Ring Sø, 1989-91, puljet fra 0, 2 og 4 m's dybde. Årsmiddel (1/3 - 31/12).

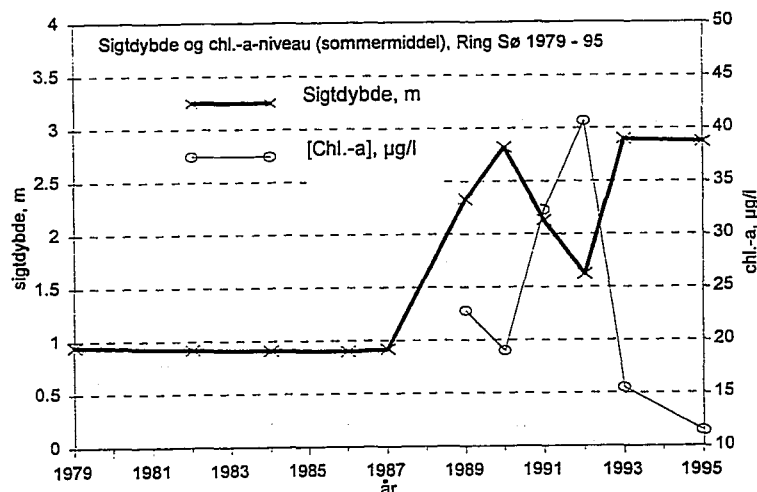
Bundfaunasamfundet ændrede sig på flere punkter i løbet af de tre år (Fig. 18); Tætheden af *Chaoborus*-larver og pupper, som jager pelagisk, faldt til 20 % af 1989-niveauet, mens tætheden af oligochaeter og *Chironomidae*-larver faldt til hhv. 9 % og 62 % af udgangsniveauet. Selv om mængden af *Chironominae* og *Tanypodinae*-larver ligeledes faldt til hhv. 23 % og 66 % af 1989-tætheden, steg tætheden af andre *Chironomidae*-larver til over 500%, ligesom tætheden af muslingen *Pisidium* blev mere end ti-doblet.



Figur 18: Zoobenthostætheder i Ring Sø, 1989-91, fra dybder > 3 m. Årsmiddel (1/3 - 31/12). CHIR 1. = andre *Chironomidae*.

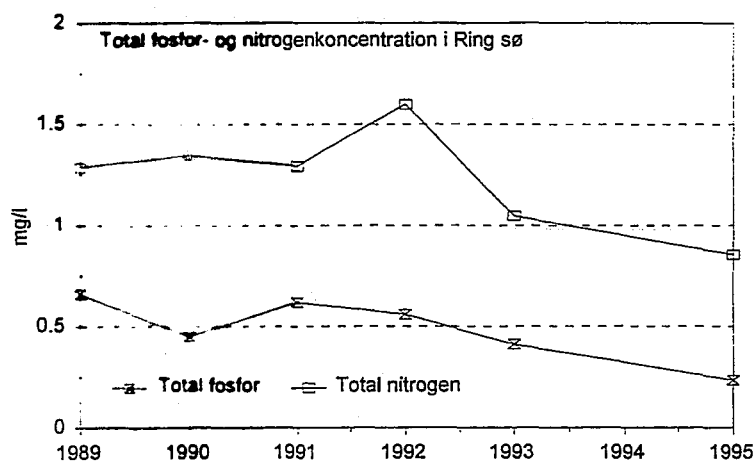
2.3.6. Sigtdybde og chl.-a.

Udviklingen i sigtdybde i årene 1979 til 1995 fremgår af Fig. 19. Som det kan ses lå sigtdybden på et stabilt, lavt niveau gennem 1980'erne, men i 1988 eller -89 skete der et spring opad i sigtdybden, som toppede i 1990, efterfulgt af et fald gennem 1991 og -92 og en genopretning og stabilisering fra 1992 og frem. Chl.-a-koncentrationen fulgte omtrent den modsatte udvikling, men med en fortsat faldende tendens i årene 1993-95.



Figur 19: Udvikling i sommersigtdybde (middelværdi for 1/5-1/10), 1979-1995, og chlorophyll-a, 1989-95 (middelværdi for 1/5-1/10) i Ring Sø.

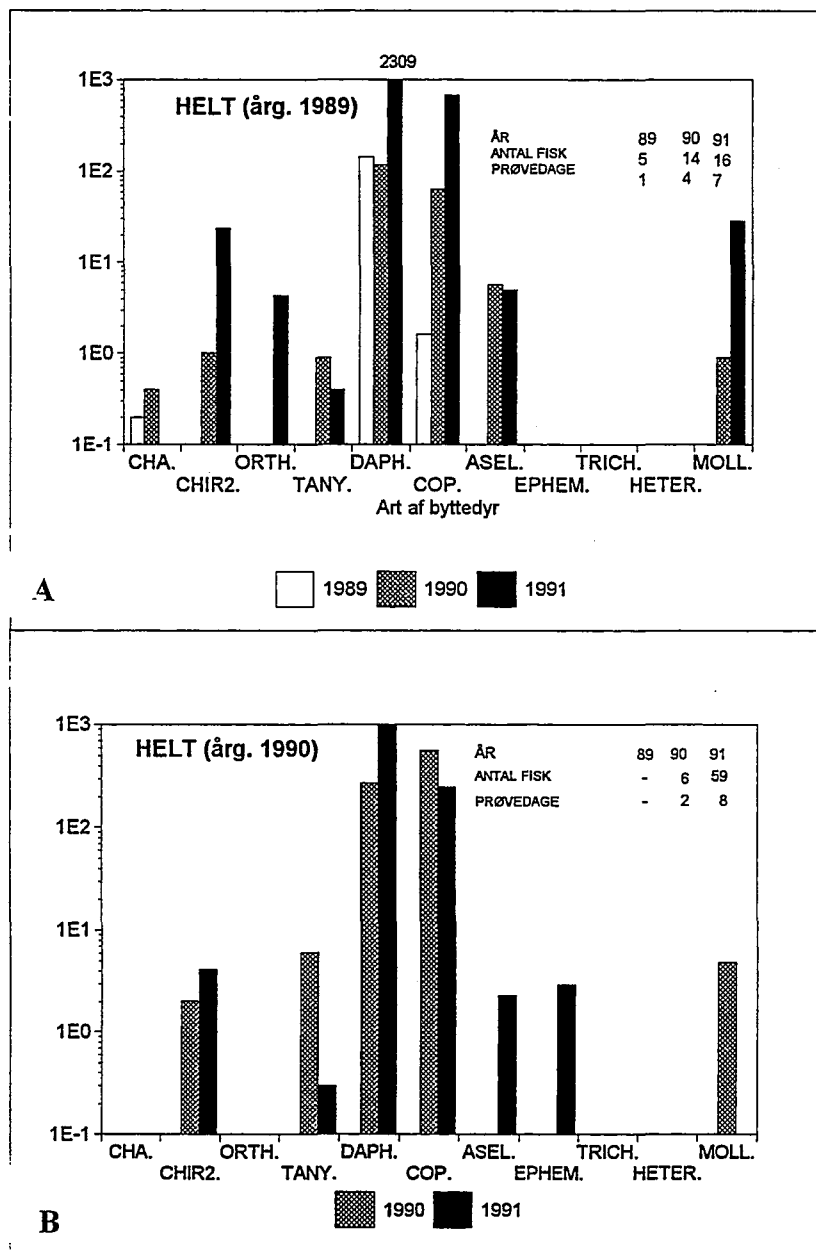
For næringssaltkoncentrationerne (P_{tot} og N_{tot}) var situationen relativt stabil fra 1989 til 1992 (Fig. 20), med $[P_{tot}]$ på 0.5-0.6 mg l⁻¹ og N_{tot} omkring 1.3 mg l⁻¹, dog med en mindre stigning i 1992. Imidlertid faldt koncentrationerne noget gennem 1993-95, til hhv. 0.25 mg l⁻¹ og 0.9 mg l⁻¹.



Figur 20: Koncentrationer af P_{tot} og N_{tot} i Ring Sø, 1989-95. Sommermiddel (1/5-1/10).

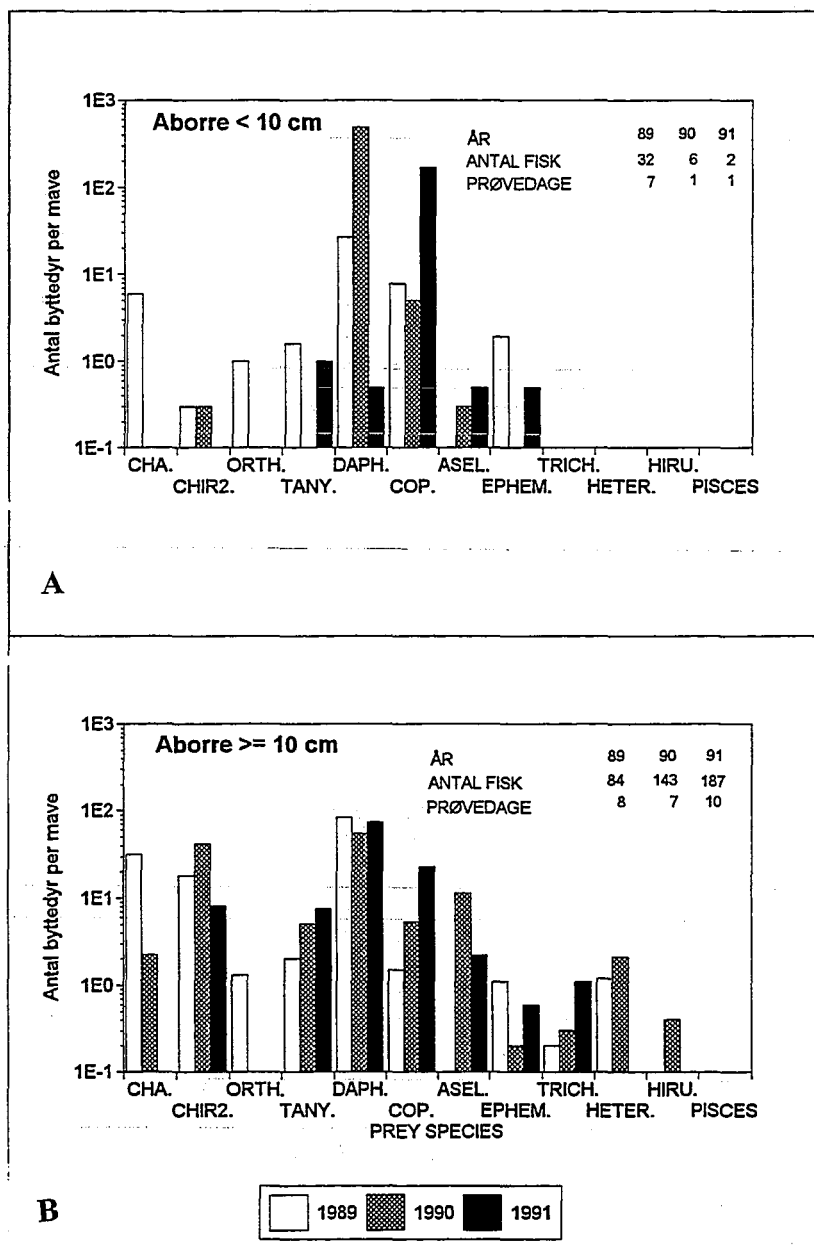
2.3.7. Fødevalg og fiskebestand.

Heltens føde bestod hovedsageligt af zooplankton. Mere end 95 % af de fødedyr, heltten spiste, var *Daphnia* og copepoder (Fig. 21). Fødevalget gik mod større fødeemner og dermed flere *Daphnia* og færre copepoder, jo større helt. Dette betød, at *Daphnia*:copepod-forholdet i føden steg fra 0.6:1 i 1990 til 4.5:1 i 1991.



Figur 21: Fødevalg angivet som gennemsnitligt antal pr. mave hos helt, opdelt på udsætningsårgangene 1989 (A) og 1990 (B) i Ring Sø, 1989-91. Bemærk logaritmisk y-akse. Forkortelser: ASEL. = *Asellus aquaticus*; CHA. = *Chaoborus*, larver + pupper; CHIR1. = *Chironomidae*, larver + pupper; CHIR2. = *Chironominae*, larver + pupper; COP. = *Copepoda*; DAPH. = *Daphnia*; DETRI. = Detritus; DIPT. = *Diptera*, larver + pupper; EPHEM. = *Ephemoptera*, nymfer; HETER. = *Heteroptera*, larver; HIR. = *Hirudinae*; MOLL. = *Mollusca*; ORTH. = *Orthocladinae*, larver + pupper; TANY. = *Tanypodinae*, larver + pupper; TRICH. = *Trichoptera*, nymfer; MACROP. = Makrofytter.

Aborre prederede primært på zooplankton (75 % for fisk < 10 cm), også som ældre (33-50 % for fisk ≥ 10 cm), selv om disse også havde benthos som et vigtigt fødeemne (Fig. 22). Kun sjældent blev der fundet fisk i aborrenes maver. Skaller ≥ 10 cm dækkede 1/3 af deres føde med zooplankton i 1989 og 1991 (ikke vist), mens denne fødekilde ikke var af betydning i 1990. Den eneste egentlige ændring i skalles fødevalg var overgangen fra overvejende *Daphnia* i 1989 til overvejende copepoder i 1991 (ikke vist).



Figur 22: Fødevalg angivet som gennemsnitligt antal pr. mave hos aborre, inddelt i fisk < 10 cm (A) og fisk ≥ 10 cm (B), i Ring Sø, 1989-91. Bemærk logaritmisk y-akse. Forkortelser som Fig. 21.

2.4. Diskussion.

2.4.1. Fødevalg hos helt og aborre

Zooplankton i form af *Copepoda* og *Cladocera/Daphnia* var i Ring Sø langt den foretrukne fødekilde for helt. Der skete et gradvist skift i præference fra små *Copepoda* mod en stærk selektion for *Daphnia*. At netop *Daphnia* blev selekteret kraftigt, viste sig ved at *Daphnia*-indholdet i de undersøgte helt-maver steg (Fig. 21) samtidig med en nedgang i *Daphnia*-tætheden i søen (Fig. 17). Andre har fundet, at helt foretrækker zooplankton og at præferencen skifter fra små zooplankton (*Copepoda*) i starten af livet til større (*Cladocera*) senere hen (Næsje *et al.*, 1986; Vostradovsky, 1986; Lang & Lang, 1986), omend der kan være store forskelle i præference mellem forskellige populationer (Jacobsen, 1982). Således findes der også heltbestande, der primært lever af benthisk føde. Helten i Ring Sø tog også nogle benthiske dyr (*Chironomidae*, *Chaoborus* og andre), men dette skete primært om vinteren, hvilket også er i overensstemmelse med andre undersøgelser (Jacobsen, 1982). Da væksten og dermed fødebehovet er lavt i vintermånederne, betyder det, at zooplankton på årsbasis er langt den vigtigste fødekilde for helt i Ring Sø.

I 1991 var der dog en tendens til at 1989-årgangen af helt i Ring Sø begyndte at tage mere benthisk føde, også om sommeren. Det kunne være et udslag af det lave antal fisk der blev undersøgt, men det kan også indikere, at zooplankton grundet heltens nedgræsning ikke længere kunne opfylde fødebehovet hos de største helt ($> 2+$). Lang & Lang (1986) fandt tilsvarende, at store helt i den zooplankton-fattige sø Joux i Schweiz primært ernærede sig af benthisk føde som *Chironomidae* og *Chaoborus*. Derfor tyder det på, at benthos kun ædes i anseelige mængder, hvis zooplanktontætheden falder så meget, at heltens fødebehov ikke kan dækkes af denne fødekilde.

Aborrers fødevalg var mere afvekslende end heltens, med præference for zooplankton som små, men med andre, primært benthiske, fødegrupper som de vigtigste, når fisken blev større (Fig. 22). Overraskende nok fandtes der stort set ikke fisk i aborremaver, kun invertebrater, hvilket formentlig skyldtes den lave tæthed af byttefisk i Ring Sø (se også rapportens 1. del). Thomsen (1992) fandt tilsvarende, at gedderne i Ring Sø spiste få fisk i forhold til, hvad man normalt finder, samt at deres vækst var reduceret. Thomsen (1992) konkluderede, at væksten hos gedderne var begrænset af udbuddet af fødefisk. Det er usædvanligt, at aborre kan have en så god vækst (Fig. 5) som i Ring Sø, blot på basis af invertebrater som føde (Thorpe, 1977).

Fødevalget for aborre afspejlede i højere grad end heltens fødevalg ændringerne i tætheden af invertebrater; de små aborrers præference gled tilsyneladende mod færre *Daphnia* og flere *Copepoda* i takt med skiftet i dominans mellem de to zooplanktongrupper. Ligeledes faldt indholdet af *Chaoborus* i større aborrers maver samtidig med faldet i myggelarvens tæthed i bunden. Denne ændring i fødesammensætning kan være en medvirkende årsag til det fald i de små aborrers vækst, der blev nævnt under 1.3.1..

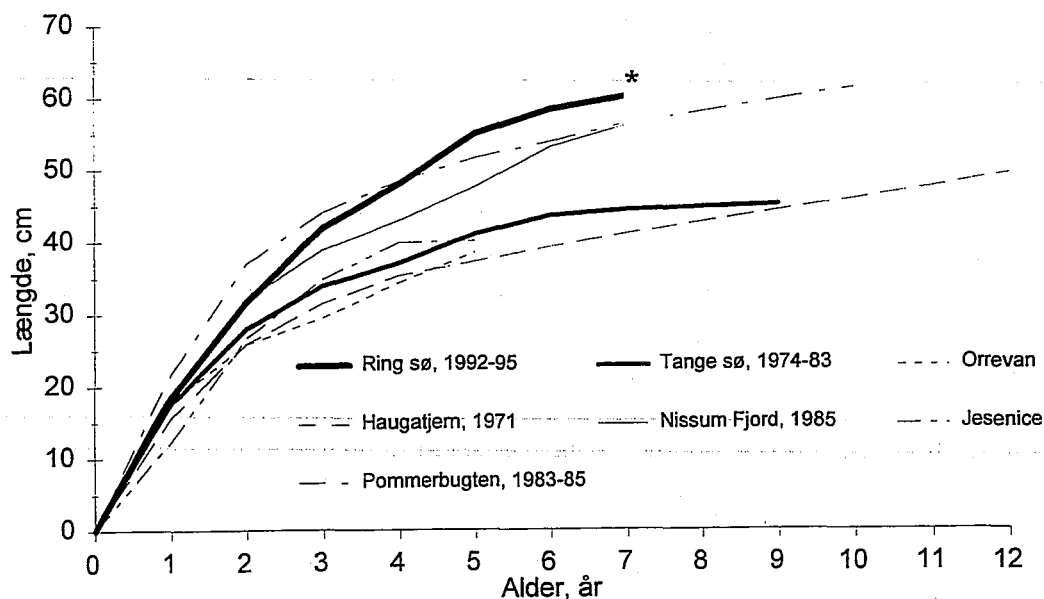
De større aborrers præference for zoobenthos gav formentlig ikke på samme måde konkurrence med helten p.g.a. heltens zooplanktonpræference. Dette er i overensstemmelse med Svärdson (1976), der også fandt fødekongkurrencen mellem store helt og aborre minimal.

For skalle gjaldt det, at zooplankton i 1989 og 1991 udgjorde omkring $\frac{1}{3}$ af føden, men at fødevalget som for små aborre gled fra *Daphnia* mod *Copepoda*. Dette kunne tyde på en vis fødekongkurrence mellem helt og skalle, med skallen i taberrollen. Dette kunne være endnu en årsag til skallens tilbagegang i Ring Sø.

2.4.2. Vækst hos helt.

Væksten af 0+-helt i Ring Sø var i 1992 så høj, at den overgik selv væksten under opdræt af 0+-helte udsat i 1989. Allerede fra første færd udviste helten i Ring Sø meget stærk vækst (Fig. 14, Tabel 22). Der er ikke fundet ferskvandslevende heltbestande i litteraturen, der kan udvise en tilsvarende høj gennemsnitlig vækstrate, som heltene i Ring Sø udviste. Som det fremgår af Fig. 23 overgår Ring Sø-heltens vækst både de hurtigst voksende norske, polske og andre danske bestande. De fleste bestande ligger betydeligt under de viste, der er udvalgt som de bedst voksende fra en række referencer (Hellner, 1980; Ausen, 1976; Kronborg *et al.*, 1980; Ringkjøbing Amt, 1986; Heese, 1988). Den gode vækst indikerer, at der ikke var nogen særlig intraspecifik fødekongurrence og at fødemængden med andre ord var rigelig.

Helt udsat i den hypertrofe Hjarbæk Fjord fra 1984 og frem viste meget høj vækstrate de første år, baseret primært på benthiske chironomider som føde, men også zooplankton (Rasmussen, 1988; 1990; pers.medd.). I Ring Sø, hvor der som i Hjarbæk Fjord ikke var nogen konkurrence i pelagiet, voksede helten vedblivende godt på zooplankton, der på grund af søens bedring fandtes i stort tal.



Figur 23: Gennemsnitlig vækst af helt i Ring Sø sammenlignet med en række hurtigt voksende europæiske bestande. (Tange Sø: Kronborg *et al.*, 1980; Orrevann: Hellner, 1980; Haugatjern: Ausen, 1976; Nissum Fjord: Ringkjøbing Amt, 1986; Jesenice: Vostradovsky, 1986; Pommerbugten: Heese, 1988).

Det er kun lykkedes at finde een heltbestand i litteraturen, der overgår helten i Ring Sø hvad angår væksthastighed, nemlig brakvandsheltbestanden i Pommern-bugten (Heese, 1988). Det er almindeligt kendt, at estuarier og kystnære brakvandsområder er

usædvanligt produktive (Muus, 1979) og det udnytter Pommern-helten. Men hvor Pommern-heltens vækst aftager noget efter de tre første år i brakvand, i forbindelse med gydning, vedbliver Ring Sø-helt at vokse godt, trods gydning hvert år fra slutningen af andet år. Således er helt fra Ring Sø fra det femte år og frem større end samtlige i litteraturen fundne bestande.

Dette bemærkelsesværdige forhold må som antydnet skyldes den til tider usædvanligt høje tæthed af navnlig store *Daphnia*. Ring Sø's primær-produktion må stadig være stor i det givne tidsrum, men da søen er 'vippet over' i klarvandsfasen med top-down-kontrol af planktivore fisk og dermed af phytoplankton (Søndergaard *et al.*, 1993), bliver der en stor mængde plankton til helten at græsse. Helten kan således formentlig takke bl.a. skallens tilbagegang i Ring Sø for sin gode vækst dér.

2.4.3. Mortalitet hos helt

En egentlig mortalitet kunne ikke beregnes som følge af de manglende bestands-estimer, ligesom der endnu ikke var en stabil alderssammensætning og længde-frekvensfordeling. Da CPUE-værdierne som diskuteret under rapportens første afsnit er usikre, kan disse indirekte mål for heltbestanden heller ikke bruges i en mortalitetsberegning.

Det kan dog lade sig gøre at anslå forholdet mellem mortaliteter for årgangene 1989 og 1990. Det er rimeligt at antage, at fangbarheden af de to årgange er den samme under opfiskningerne i 1992-94, idet gennemsnitslængden var næsten sammenfaldende allerede i 1992 for de to udsætningsårgange. Man kan da beregne, at mortaliteten fra udsætning til opfiskningen i 1994 er 2.90 gange højere for årgang 1990 end for årgang 1989 (ikke vist). Grunden til den næsten 3 gange højere mortalitet for 1990-årgangen skal findes i størrelsen ved udsætning. 1990-fiskene var så små, da de blev udsat, at ikke blot gedderne, men også de store aborrer kunne prædere på dem, og prædationstrykket må således have været større på 1990-årgangen end de store fisk i 1989-årgangen i udsætningsåret.

I litteraturen er fundet en naturlig mortalitetsrate (excl. fiskeridødelighed) blandt helt-bestande på omkring 50 % p.a. (Kronborg *et al.*, 1980; Rasmussen, 1990), mens Ausen (1976) fandt en mortalitetsrate på mellem 0.033 og 0.246 p.a.. Salojärvi (1988) fandt gennemsnitsmortaliteter på 7 - 30 %, mens Salojärvi (1991) fandt mortalitet på godt 20 % p.a. de første to år, 3 % p.a. de næste to år og i praksis 0 derefter. Salojärvi (1991) argumenterede for, at estimer på 50 % må være sat for højt for helt, når den bliver så gammel, som tilfældet er mange steder. Resultaterne fra Kronborg *et al.* (1980) stammer fra Tange Sø, hvor tætheden af store, pelagiske rovfisk (sandarter) er høj. Da væksten af helt i Ring Sø samtidig er større end i Tange Sø, er det rimeligt at antage en lavere dødelighed i Ring Sø.

Med udgangspunkt i, at udsætningsmortaliteten for 1990-årgangen er 3 gange højere end for 1989-årgangen, at 1+-dødeligheden er lidt højere end de følgende år samt at mortaliteten hos helt ældre end 2 år er lav, < 20 %, kan man opstille følgende tabel med mortalitetsrater for helt i Ring Sø, så de med rimelighed passer med de faktiske fangster og med ens fangbarhed af de to årgange:

år	1989				1990			
	start- antal	naturlig mortalitet	antal døde	antal fanget	start- antal	naturlig mortalitet	antal døde	antal fanget
1989	1423	0.27	384	5	-	-	-	-
1990	1034	0.30	310	27	9570	0.78	7465	61
1991	697	0.18	126	25	2044	0.30	613	76
1992	546	0.18	98	307	1355	0.18	244	692
1993	141	0.18	25	8	419	0.18	75	55
1994	108	0.18	20	5	289	0.18	52	20
1995	83	0.18	15	1	217	0.18	39	1

Den naturlige mortalitet for helt i Ring Sø anslås altså til at være 30 % det andet år og 18 % i de følgende år, hvilket stemmer fint overens med Ausen (1976) og Salojärvi (1988).

2.4.4. Udbytte af helt >36 cm

Udbyttet af de udsatte helt i Ring Sø var højt, 12-45 kg ha⁻¹, på grund af den lave mortalitet og den gode vækst (Tabel 23). Udbytter i oligotrofe, norske søer ligger typisk på 1-5 kg ha⁻¹. Den lille, hypertrofe sø Haugatjern (9.1 ha) er en markant undtagelse med et udbytte der de første år efter udsætningen i den ellers fisketomme sø nåede op på 400 kg ha⁻¹ (Ausen, 1976). 60 år senere lå udbyttet fortsat på > 100 kg ha⁻¹. Ved udsætningerne i hypertrofe Hjarbæk Fjord lå udbyttet på 4-12 kg ha⁻¹ (Rasmussen, 1990), den højeste værdi opnået 4 år efter første udsætning ved kombineret garn- og trawlfiskeri, mens Salojärvi (1991) fandt en produktion i den oligotrofe Kallioinen af helt (naturlig gydning suppleret med store udsætninger af yngel) på 5.4-37.6 kg ha⁻¹.

Det høje udbytte i Ring Sø bunder, udover lav mortalitet og god vækst, også i det ekstremt høje fiskeritryk under opfiskningerne. Det faldende udbytte af helt > 36 cm fra 1992-94 (Tabel 23) viser også, at fiskeriindsatsen i årene med intens opfiskning var for høje til at opretholde et stabilt, godt udbytte. Intentionen var jo netop at få alle helt op af søen og ved normalt målrettet fiskeri ville udbyttet nok falde noget ved et lavere fiskeritryk.

Anslås en vedblivende produktion af helt i Ring Sø til at være 15-20 kg ha⁻¹, er der dog stadig en produktion, der er højere end de fleste litteratur-værdier. Forskellen mellem Ring Sø og disse skal nok bl.a. søges i Ring Søs moderate eutrofieringstilstand; den giver en højere zooplanktonproduktion end i oligotrofe søer (som de norske). Omvendt giver en moderat primærproduktion ikke de høje pH-værdier, som ses i hypertrofe søer (f.eks. Hjarbæk Fjord, Rasmussen, 1990; Haugatjern, Ausen, 1976) og som er dødelige for helt.

Set i relation til udsætningstætheden, ca. 63 ha⁻¹ store og 425 ha⁻¹ små, har udbyttet også været i den højeste ende af skalaen med hhv. 288 kg/1000 udsat i 1989 og 81 kg/1000 udsat i 1990 (108 kg/1000 udsat i snit). Det meget lavere udbytte pr. udsat fisk for 1990-årgangen afspejler den større dødelighed for den udsætning grundet størrelsen på udsætningsfiskene. Salojärvi (1991), der i en oligotrof sø brugte udsætningstætheder på 100-160 ha⁻¹ (fiskene i snit 7-11.5 cm) som supplement til en naturlig bestand, fik udbytter på 45-235 kg/1000 udsat (136 kg/1000 udsat i snit) og understreger vigtigheden af, at udsætningerne

afstemmes efter fiskeritryk og naturlig bestand, så densitetsafhængig dødelighed og rekrutteringsproblemer minimeres.

Selv om udbyttet pr. udsat fisk var lavere for 1990-årgangen, var det absolutte udbytte væsentligt højere end for 1989-årgangen (Tabel 20 og 23). 1992-årgangen, der var gydt i søen og derfor har været udsat for prædation og anden naturlig mortalitet fra klækningen, havde omtrent ligeså høj 0+ tæthed i sensommeren 1992 som 1990-årgangen havde det i 1990. Med opfiskningen i 1995 må udbyttet af 1992-årgangen af helt forventes at nå et arealudbytte på højde med 1990-årgangen (Tabel 23). Udsætningstætheden i 1990, 425 ha⁻¹, ligger derfor omtrent på den for Ring Sø optimale naturlige tæthed. Tætheden kan måske sættes højere, idet der tilsyneladende ikke optræder intraspecifik fødekongurrence. Søens zooplanktonmængde kan tilsyneladende understøtte en endnu højere heltproduktion, omend man skal passe på, at helten ikke græsser zooplankton for langt ned.

Udsætningstætheder andre steder i Europa ligger i oligotrofe (finske) søer normalt på 10-20 (max. 200) ha⁻¹ (sommer 0+), mens mere eutrofe, polske søer bruger op til 3500 ha⁻¹ (EIFAC, 1994).

Alt i alt har heltudsætningerne således rent udbyttmæssigt været en overvældende succes. Kombinationen af en moderat eutrof sø i klar tilstand med høj primærproduktion holdt nede af en stor zooplanktontæthed og den kun delvist udnyttede pelagiske niche gav helten sublime vækstbetingelser, hvis mage sjældent er set. Samtidig resulterede udsætningerne i en (utilsigtet) bestandsetablering, der efterfølgende viste sig at kunne bære et givende fiskeri.

2.4.5. Opfiskning og gydning

Som opfiskningerne i 1992-94 samt fiskeriet i 1995 afslørede, var gydningen i 1990/91 og 91/92 ikke tilfældige enkeltstående fænomener. Helten har ufortrødent gydt hvert år siden 1990/91, og det med en overvældende succes. Trods det intense opfiskningsprogram i 1992-94 gyder helten hvert år med yderligere en ny årgang som resultat. Det fremgår i øvrigt af gydningen i 1990/91, hvor den ældste årgang (1989) var 1+, at også 1+-fisk deltager i gydningen. Dette er kun sjældent observeret (L'Abée-Lund *et al.*, 1988; Sinis & Petredis, 1993). Det må formodes, at en stor del af gydningen i 1994 baseredes på fisk, der stammer fra tidligere gydning i søen og ikke fra de oprindelige udsætninger. Der er tilsyneladende ikke mange fisk tilbage fra de oprindelige udsætninger og selv om den absolutte fecunditet hos helt er proportional med fiskens kropsvægt (Hartmann & Quoss, 1993), vil antallet af yngre, gydemodne helt formentlig opveje dette.

Antallet af helt fra alle årgange, fanget ved en relativt beskeden indsats i august 1995, tyder på at opfiskningerne ikke har været nær 100% succesfulde. CPUE-værdien på 1.4 (sammenlign med Fig. 11-13) ligger på niveau med første befiskning i 1993, hvor den store 1992-årgang blev opfisket for første gang. Nok var situationen en anden i august end i november-december (varmere vand giver mere aktivitet; aktiv fødesøgning), men opfiskningerne var meget målrettede på heltens gydepladser og værdien af CPUE i 1995 af større helt antyder, at bestanden i Ring Sø stadig i efteråret 1995 var betragtelig.

Da det må formodes, at overlevelsen og rekrutteringen af 0+ er delvist densitetsafhængig (Salojärvi, 1991), ser det ikke ud til, at selv en lille gydebestand vil have svært ved at opretholde en god, omend gennemsnitlig ung, heltbestand. Ved fortsat hårdt fiskeri hvert år vil man således formentlig udvikle en semelpar heltbestand som den L'Abée-Lund *et al.*

(1988) beskrev, med en høj andel af unge, tidligt gydemodne fisk. I eksemplet hos L'Abée-Lund *et al.* fra den eutrofe Temse Sø skyldes denne for helt meget usædvanlige livsstrategi formentlig begrænset adgang til gydeområder p.g.a. slam. Det er således ikke nogen selektionsmæssig fordel at være stor/have høj fekunditet, fordi kapaciteten for æg-inkubering er begrænset og derfor er Temse-bestanden evolutionært på vej mod anlæg for tidlig modning (1/3 som 1+ (21 cm), alle som 2+(25-26 cm)).

I Ring Sø vil fiskeriet også selekttere for tidlig modning, men også for dårligere vækst p.g.a. selektiviteten i 46 mm garnene for store fisk (Sandlund & Næsje, 1989). Bestanden vil derfor efterhånden bestå af mindre, unge fisk med meget få større, ældre individer. Udbyttmæssigt vil bestanden altså devaluere, men der er næppe tvivl om, at helten har etableret sig i Ring Sø.

2.4.6. Ring Sø efter helten

For søens vedkommende var helteksperimentets indflydelse nok forbigående. Udviklingen i sigtddybde viser, at den stærke stigning i gennemsigtighed, der sker i 1987-89 er et udslag af de bedrede miljøforhold i søen (svagt faldende næringssaltkoncentrationer, stigende udbredelse af makrofytter). Påvirkningen af den øvrige fiskebestand var også begrænset.

Sigtddybde og zooplankton

Helten havde den ventede indflydelse på sigtddybden: Den faldt i 1991 og 1992. Mekanismen bag sigtddybdeforringelsen var formentlig klassisk: Mange zooplanktivore fisk (her helt i en tæthed på op til 1 pr. 21 m²) i den periode, hvor zooplankton normalt holder phytoplankton nede og dermed sigtddybden oppe, betyder for få zooplankton til netop dét - og derved forringes sigtddybden. Effekten forstærkedes i 1992: Her var tætheden af større helt kun omtrent 20 % lavere end året før (jvf. 2.4.3), mens fødebehovet hos de hastigt voksende helt var steget og præferencen for de større, mere effektivt græssende zooplankton var øget. Desuden var der kommet en ny, omend lille årgang af helt til.

I 1993 kom søen 'på ret kurs' igen (Fig. 19); sigtddybden forøgedes brat, hvilket kunne være en effekt af opfiskningen i 1992. Men da der i sommeren 1992 kom en stor årgang naturligt gydte helt til, som ikke blev fanget under opfiskningen i vinteren 1992, har bestanden af 1+-helt i 1993 været omtrent på størrelse med 1+-bestanden i 1991, samtidig med en stadig betragtelig bestand af større helt.

Predation på zooplankton fra heltens side burde altså i 1993 være højere end i 1991, men effekten af predationen udeblev. Dette tyder på, at det var 'søen selv' var skyld i genopretningen og at opfiskningen ikke kan være den eneste grund til bedring i sigtddybden. Zooplanktontætheden var tilsyneladende for stor til at blive påvirket af heltens predation. Om søens tilstand havde været ringere uden opfiskningen i 1992, er dog ikke til at sige.

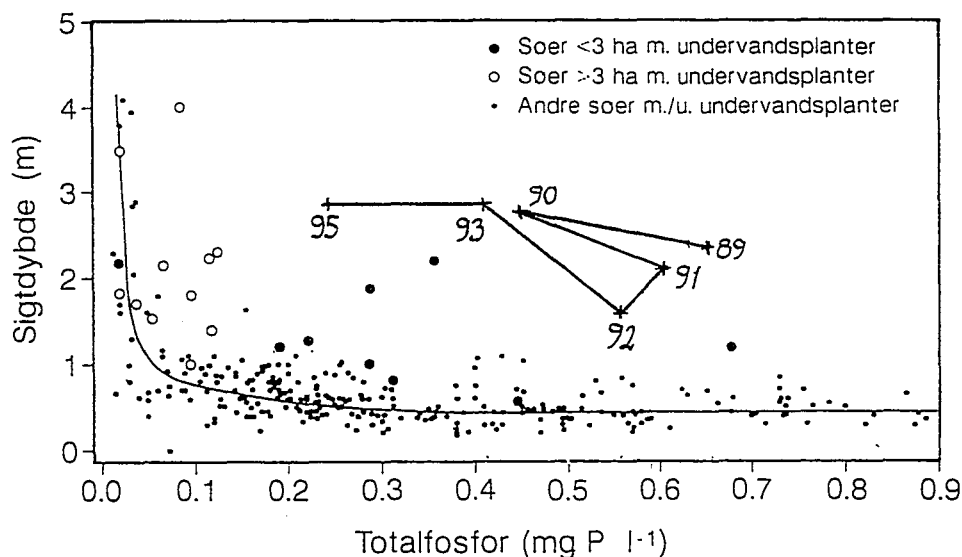
Medvirkende til søens bedring kan også være det fald i N, der sker fra 1992 til -93 (Fig. 20). Dette begrænser primærproduktionen jvf. søens N-begrænsning.

Næringssalte

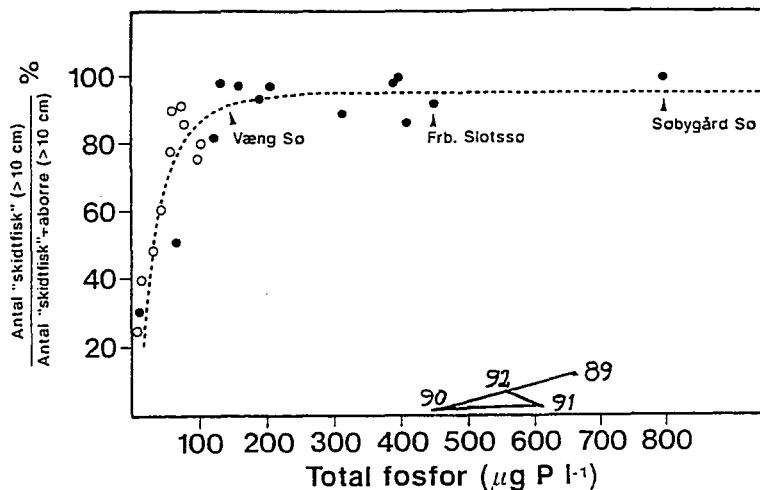
Faldet i P_{tot} i de sidste to år af undersøgelsen skyldes formentlig ikke et egentligt fald i PO₄³⁻ mængden, men snarere et fald i partikulært P - færre alger (= større sigtddybde)

giver mindre bundet P i vandfasen og dermed mindre P_{tot} . Det samme er tilfældet for N_{tot} , der også mister en del af partikulærdelen i løbet af 1993-95.

Yderligere kan der være sket et mindre fald i den uorganiske, opløste P som følge af den mindskede algesedimentation. Dette giver mindre omsætning i sedimentet, bedre oxidationsforhold og dermed mindre PO_4^{3-} -frigivelse. Fosfaten bliver så at sige lukket nede i sedimentet, så tilgængeligheden mindskes og den interne belastning falder.



Figur 24: Sigtdybde mod P_{tot} -koncentrationen i en række lavvandede danske søer (sommerrmiddel, 1/5-1/10). Ring Sø er indtegnet som linier med angivelse af årstal. ● angiver søer > 3 ha med stor udbredelse af makrofytter; ○ tilsvarende søer > 3 ha. · angiver søer, hvor udbredelsen af makrofytter er > 30% eller ukendt. Fra Jeppesen *et al.*, 1989.



Figur 25: Skidtfiskindeks mod P_{tot} -koncentrationen (sommerrmiddel, 1/5-1/10). Ring Sø er indtegnet som linier med angivelse af årstal. Baseret på fiskeri med oversigtsgarn. ○ angiver svenske undersøgelser (kun aborre og skalle), mens ● angiver danske søer, hvor både skalle, brasen, flire og rudskalle samt aborre indgår. Fra Jeppesen *et al.*, 1989.

Selv om Ring Sø nu er meget klarvandet, ligger P_{tot} stadig usædvanligt højt i forhold til søens generelle tilstand. Fig. 24 og 25 viser henholdsvis sigtddybde og skidtfiskindeks mod $[P_{\text{tot}}]$ for en lang række søer i Danmark, hvor primærproduktionen er P-begrænset, med udviklingen i Ring Sø indtegnet. Her ses Ring Sø's afvigelse fra normen tydeligt, grundet i den delvist N-begrænsede primærproduktion.

Hvad skidtfiskindekset angår, er det også N-begrænsningen, der gør Ring Sø afvigende, omend indekset her er ekstremt lavt. Selv med en for sigtddybden normal P_{tot} -koncentration (ca. $30 \mu\text{g l}^{-1}$) ville skalletætheden være usædvanligt lav i forhold til aborretætheden. N-begrænsningen af algevæksten giver i sig selv bedre sigtddybde end P_{tot} -koncentrationen foreskriver og dette er til fordel for rovfiskbestanden og dermed til ulempe for skallerne. Imidlertid blev geddebestanden kraftigt reduceret gennem perioden og de sjældne fund af fisk i aborremaver tyder ikke på et specielt højt predationsniveau på skalle i 1992. Skalle har tidligere været meget talrig i søen, men må formodes at være decimeret af aborrene og den dengang større geddebestand. Thomsen (1992) viste, at skaller var en vægtmæssig vigtig del af geddernes føde i Ring Sø i 1989, specielt blandt fisk > 50 cm. Senere, hvor gedde har en meget lav bestandstæthed, må det være aborres fortjeneste, at skallen fortsat holdes nede.

Da P_{tot} -koncentrationen som nævnt stadig er høj, over $500 \mu\text{g l}^{-1}$, ville søen med et 'normalt' indhold af N blive stabilt grøn - trods den nuværende fiskesammensætning - fordi $[P_{\text{tot}}]$ -intervallet, hvor to søtilstande er mulig, erfaringsmæssigt ligger på $80\text{--}150 \mu\text{g l}^{-1}$ (Søndergaard *et al.*, 1993). Mere N ville give algerne øget tilgængelighed og udnyttelse af P, større omsætning og resultere i ringere sigtddybde - det vil gøre søen grøn og uklar igen, med bortskyggede bundplanter, dårlige fourageringsforhold for gedde og aborre og bedrede (konkurrence-)forhold for skallerne til følge. Søen har med andre ord en indbygget 'næringsbombe', der kan udløses af tilfældige udledninger til søen eller hvis søens rovfisk forsvandt.

Benthisk fauna

Ændringerne i tæthederne af benthosgrupperne kan ikke alle umiddelbart relateres til fiskenes prædation/maveindhold; heltens prædation på *Chironomidae* og *Chaoborus* kan dog forklare en del af deres tilbagegang (Fig. 21 og 18). *Oligochaeta*, derimod, står for den største tilbagegang, men der blev ikke fundet een eneste oligochaet i nogen fiskemave. Omvendt voksede tætheden af *Pisidium*, muligvis som reaktion på de lavere tætheder af de øvrige benthiske dyregrupper, hvilket kunne give bedrede fødeforhold for de små muslinger.

Det kan hypotetiseres, at den mindskede sedimentation af alger kan have bedret oxidationsforholdene i bunden, så *Pisidium*, der kræver bedre oxidationsforhold end både *Chironomus* og *Oligochaeta*, har fået bedre konkurrencevilkår overfor netop disse to grupper; de er kendt for hovedsageligt at optræde under så lave iltspændinger, at kun få andre dyr kan overleve det. Det kan altså have været kompetitive interaktioner indenfor bunddyrgrupperne selv frem for selektiv prædation, der var skyld i en del af ændringerne.

Nogle af de littorale bunddyr (f.eks. *Asellus aquaticus* og *Ephemoptera*) blev ikke fundet i nogle af bundprøverne. Dette afspejler dog blot, at prøverne blev taget på dybder > 3 m, hvorfor disse dyr ikke er repræsenterede.

Samlet ser helten altså ud til at have haft en indirekte, men begrænset effekt på bunddyrssamfundet. Igen kan noget dog tyde på, at det er de overordnede ændringer selve Ring Sø undergår i disse år, der er hovedårsagen til de mere specifikke ændringer, der optræder samtidigt med heltudsætningerne.

Fiskebestanden

Der skete ingen store ændringer i de øvrige fiskearters bestande, som umiddelbart kunne tilskrives heltudsætningerne. Skallebestanden var allerede fra forsøgets begyndelse svag, mens aborre, der ifølge EIFAC (1994) kan blive domineret af helt i små, lune søer som Ring Sø, bestemt ikke viste tegn på tilbagegang. Dels har aborren formentlig været for dominerende til at kunne påvirkes, dels havde helt og aborre ikke samme føde.

Også gedde gik stærkt tilbage i Ring Sø trods det klare vand og potentielt nye fødeemner (0+ helt fouragerer i bredzonen (Hessen *et al.*, 1986), hvor gedden også fouragerer). Kun ål blev muligvis direkte påvirket af heltudsætningerne; væksten af små ål i Ring Sø efter åleudsætningerne i 1987 og 1988 var meget dårlig (se Appendix B; længdefordeling af ål i 1989-91, samt rapportens første del), og dette kan skyldes, at især aborre, men også helt, trods præferencen for zooplankton, har ædt så meget benthisk føde, at der blev mindre til ålene at leve af.

Tilbagegangen i *Oligochaeta*, den antalsmæssigt vigtigste bunddyrgruppe, vil under forudsætning af at være en vigtig fødekilde for ålen (Tesch, 1977) påvirke dennes vækst i negativ retning. Som nævnt ovenfor kan oligochaet-tilbagegangen dog også have andre årsager end heltudsætningerne.

2.5 Konklusion

Ring Sø-udsætningen viste, at det i høj grad er muligt at etablere et givende fiskeri efter helt i en moderat næringsrig sø, hvor fisken ikke naturligt hører hjemme. Forsøg i Hjarbæk Fjord har vist, at også bestandsophjælpninger af næsten uddøde bestande i et meget stærkt eutrofieret ferskvandsområde kan give gode afkast, når de rette gydeforhold er til stede (Rasmussen, 1990). Er man interesseret i et øget konsumfiskeri efter helt, er udsætninger af 0+ helt altså en god måde at forøge mængden af fangbare fisk, specielt ved en velovervejet udsætningsstrategi, der inkorporerer det forventede fiskeritryk (Salojärvi, 1991; EIFAC, 1994).

Forsøget viste **desuden**, at heltens påvirkning af Ring Søes miljøkvalitet kun var midlertidig, fordi søens **tilstand undervejs** blev bedre end ventet, og at zooplanktonbestanden derfor kunne modstå heltens **prædation**. Imidlertid resulterede den bedre miljøtilstand også i en etablering af helten som **selvreproducerende bestand**, hvilket var en uventet følge af eksperimentet. Der er dog intet, **der tyder på**, at bestanden vil sprede sig.

Netop den **utilsigtede bestandsetablering** viser, at det bør overvejes grundigt om man ønsker udsætninger af en **'fremmed'** fisk som helt i søer, hvor den ikke forekommer naturligt, især hvis sådanne søer har kontakt til andre vande. Generelt kan det ikke anbefales at udsætte helt, hvor den **ikke hører hjemme**. Denne undersøgelse har vist, at helt kan have en negativ indflydelse, hvis den **udsættes** i andre søer. Nok havde heltudsætningen i Ring Sø ikke en længerevarende, negativ indflydelse på søens tilstand, men Ring Sø var før heltudsætningen inde i en positiv udvikling, som tilsyneladende var uafvendelig, og derfor 'slap' Ring Sø med en forbigående forringelse. Andre søer, der er i bedring, kan måske slippe mindre godt fra et bekendtskab med helten, fordi disse søers zooplanktontæthed ikke nødvendigvis kan bære heltens prædation, som det var tilfældet i Ring Sø. Undersøgelsen frikender altså ikke helten for negativ indflydelse ved udsætning i andre søer og derfor bør helt kun udsættes, hvor den i forvejen findes naturligt og kun hvor søens økosystem med sikkerhed vil kunne bære helten zooplanktonprædation.

RESUMÉ

Der blev i 1989 og 1990 udsat ialt 10.993 helt i den lille eutrofe Ring Sø ved Brædstrup, hvor helten i forvejen ikke fandtes. Formålet var dels at undersøge de miljømæssige effekter af at introducere en planktivor fisk som helt, dels at undersøge rentabiliteten og produktionspotentialet ved udsætning.

Fiskebestanden

I forbindelse med udsætningseksperimentet blev Ring Sø befisket efter Normalprogrammet for overvågningssøer i årene 1989-92. Normalprogrammet og supplerende befiskninger viste Ring Sø stærkt domineret af aborrer, der udgjorde over halvdelen af alle fisk i de undersøgte år. Desuden fangedes skalle, ål (udsatte), gedde samt enkelte knuder i 1989. I løbet af de 4 år, Normalprogrammet gennemførtes, var aborrebestanden ret konstant, mens bestanden af skalle og gedde aftog. På grund af den stærke aborredominans og den svage skallebestand var skidtfiskindekset ekstremt lavt, omkring 0.1. Dette er en usædvanlig artssammensætning for en sø med et fosforindhold som Ring Sø, men skyldes bl.a. at søens phytoplankton er delvist kvælstof-begrænset i modsætning til de fleste andre søer.

Aborrerne var meget hurtigtvoksende de første 3 år, hvor de ernærede sig af den rigelige zooplanktonproduktion i Ring Sø, mens ældre aborrers længdevækst aftog som følge af mangel på byttefisk. Aborrerne opretholdt dog en meget god kondition. Mangel på byttefisk gav også gedderne en ringe vækst og dårlig kondition, mens kannibalisme formentlig også har været medvirkende årsag til bestandens tilbagegang.

Skallerne voksede særdeles godt, men - i modsætning til aborrerne - også konstant på den rigelige zooplanktonføde og var velkonditionerede. Derimod voksede ålene næsten ikke, muligvis som følge af fødekongurrence med helt.

Usikkerhed ved Normalprogrammet

Tallene for garnfangster af fisk i årene 1989-1992 viste et sammenfaldende dyk i CPUE for skalle, helt og aborre i 1991 i forhold til 1990 og 1992. Dette skyldtes ikke, at bestandene af de tre arter faldt, men at forudsætningerne for Normalprogrammets metode svigtede. Statistiske tests af fangster af kendte årgange af helt og aborre viste, at garnene fiskede signifikant dårligere i 1991 end i 1990 og 1992.

Det har vist sig svært at forklare den signifikant dårligere garneffektivitet. Der er ikke basis for at tro, at fiskenes adfærd skulle have været væsentligt anderledes i 1991, ligesom udførelsen af fiskeriet har været den samme fra år til år. Nærmest en forklaring kommer en kombination af vejrlig og fisketidspunkt: Der var i 1991 i fiskeperioden vind lige på langs af søen, hvilket kan påvirke de flydende garn. Desuden kan der som følge af senere befiskning og dermed større nedbrydning have været store mængder flydende grøde, som kan have sat sig i garnene og derved også mindsket fangbarheden. Ingen af disse forklaringer er dog dækkende.

Undersøgelsen her viser altså, at Normalprogrammet er behæftet med en usikkerhed, der gør, at resultater fra forskellige søer eller fra forskellige år i samme sø altid skal sammenlignes med forsigtighed. Især når der sker en sammenfaldende ændring for alle arter i den samme sø mellem to år bør man være opmærksom. Normalprogrammets angiveligt objektive resultater må kombineres med mere subjektive bedømmelser af vind og vejrers indflydelse, grødemængder

Heltens effekt

Heltens indflydelse på Ring Søs miljøkvalitet var tydeligt negativ, men kortvarig. Maveundersøgelser af helt i 1990-91 viste, at fødepræferencen gled fra mindre copepoder hos små helt mod en kraftig præference for større *Daphnia*, bl.a. *D. magna*. Dette forringede Ring Søs tilstand, idet antallet af store *Daphnia* faldt kraftigt i 1991, hvorfor græsningen af phytoplankton mindskedes. Som følge deraf faldt sigtddybden fra 2.8 m i 1990 til 2.1 m i 1991 og videre til 1.6 m i 1992, mens chl.a-koncentrationen steg tilsvarende fra 19 $\mu\text{g l}^{-1}$ over 32 $\mu\text{g l}^{-1}$ til 41 $\mu\text{g l}^{-1}$. Disse ændringer var dog kun midlertidige og i 1993 var sigtddybden tilbage på 2.9 m og chl.a-koncentrationen 15.5 $\mu\text{g l}^{-1}$. Sigtdybden stabiliseredes i 1995 på 2.9 m, mens chl.a-koncentrationen faldt yderligere til 11.5 $\mu\text{g l}^{-1}$. På samme måde vendte de store *Daphnia* tilbage i stor mængde, så der i 1995 var enorme tætheder af bl.a. *D. magna*.

I hele perioden var der en faldende tendens fra ca. 1.3 mg l^{-1} for kvælstof og 0.6 mg l^{-1} fosfor i starten af undersøgelsen til hhv. 0.9 mg l^{-1} og 0.2 mg l^{-1} i 1995. I 1992 steg kvælstofkoncentrationen dog til 1.6 mg l^{-1} . Dette gradvise fald i de to vigtigste plantenæringsstoffer viser den betragtelige forbedring i Ring Søs miljøkvalitet, der selvstændigt er sket sideløbende med udsætningseksperimentet, formentlig som følge af afskæringen af byspildevand i 1970. Denne forbedring kan have sløret og mindsket nogle af effekterne af heltudsætningen, men den er også ansvarlig for, at Ring Sø ikke blev påvirket i længere tid. Ændringerne i den øvrige fiskebestand skyldes formentlig også primært Ring Søs egenændring frem for en effekt af heltudsætningerne.

Vækst og udbytte af helt

De udsatte helt voksede ekstremt hurtigt på en rigelig zooplanktonføde og nåede 16-20 cm efter 1 år, mindstemåslængden på 36 cm i løbet af deres tredje leveår og 58-60 cm efter 6 år. Kombineret med en dødelighed på knap 20 % efter andet år gav dette et højt udbytte af helt over mindstemålet: 12-45 kg $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$, svarende til gennemsnitligt 108 kg helt pr. 1000 udsatte. Målt med den alen var udsætningen altså en succes, der resulterede i et givende fiskeri af konsumfisk.

Bestandsetablering og opfiskning

Udbyttet af helt bestod dog ikke kun af udsatte fisk, men også af fisk der var naturligt gydt i Ring Sø i årene efter udsætningen. Helten havde mod forventning etableret en selvreproducerende bestand, der starter gydning allerede som 1+ og i øvrigt siden 1992 har gydt med stor succes. En opfiskning af helten for at fjerne bestanden igen har været i gang med heltgarn hvert år i gydesæsonen siden 1992, men det er endnu ikke lykkedes at decimere bestanden tilstrækkeligt. Ved fiskeri med driftnet i søens udløb er der dog ikke fanget driftende heltlarver og der er således ikke noget der tyder på en spredning af helten fra Ring Sø.

Konklusion

Til trods for, at heltudsætningerne udbyttmæssigt var en stor succes, og at miljøpåvirkningen kun var midlertidig, er det dog farligt at overføre resultaterne fra Ring Sø til andre søer. Ring Sø er en usædvanlig sø i kraft af sin kvælstofbegrænsede primærproduktion, sin store zooplanktonproduktion og sin fiskebestand og søen har under eksperimentet undergået en usædvanlig forbedring. Det er derfor ikke givet at andre søer, hvor helt ikke findes naturligt, vil kunne modtage heltudsætninger med lige så stor succes og lige så lille miljøpåvirkning. Det kan derfor ikke anbefales at udsætte helt i sådanne søer.

REFERENCER

- Ausen, V., 1976: Age, growth, population size, mortality and yield in the whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) of Haugatjern - a eutrophic Norwegian lake. Norwegian Journal of Zoology: 24; 379-405.
- Bagenal, T.B. & F.W. Tesch, 1978: Age and Growth. I Bagenal, T.B. (ed.): Methods for the assessment of fish production in fresh waters, 3. udg., 101-136. IBP Handbook no. 3, Blackwell Scientific Publications, Oxford, U.K.
- Berg, S., 1987: Heltbestanden i Ringkøbing og Stadil fjorde. Opgangen nov.-dec. 1987. Ringkøbing Fjord Undersøgelser 1986-87. Delrapport nr. 9, Ringkøbing Amtskommune.
- Berg, S., E. Jeppesen, M. Søndergaard & E. Mortensen, 1994: Environmental effects of introducing whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.), in Lake Ring. Hydrobiologia: 275/276; 71-79.
- Berg, S. & J. Jørgensen, 1994: Stocking experiments with eel (*Anguilla anguilla* L.) in Danish streams: post-stocking movements, densities and mortalities. I Cowx, I. (ed.): Rehabilitation of inland fisheries, pp. 314-325. Fisheries News Books, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Berg, S., E. Jeppesen, & M. Søndergaard (in press): Pike (*Esox lucius* L.) stocking as a biomanipulation tool: 1. Effect on the fish population i Lake Lyng, Denmark. Hydrobiologia.
- Bohlin, T., S. Hamrin, T. G. Heggberget, G. Rasmussen & S. J. Saltveit, 1989: Electrofishing - theory and practice with special emphasis on salmonids. Hydrobiologia: 173; 9-43.
- EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission), 1994: Guidelines for stocking coregonids. EIFAC Occasional Paper. No. 31. Rome, FAO. 18 pp.
- Grimm, M.P. & J. J. Backx, 1990: The restoration of shallow eutrophic lakes, and the role of the Northern pike, aquatic vegetation, and nutrient concentration. Hydrobiologia: 200/201; 557-566
- Hartmann, J. & H. Quoss, 1993: Fecundity of whitefish (*Coregonus lavaretus*) during the eu- and oligotrophication of Lake Constance. Journal of Fish Biology: 43; 81-87.
- Heese, T., 1988: Some aspects of the biology of the whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.), from the Pommeranian Bay. Finnish Fisheries Research: 9; 165-174.
- Hellner, D., 1980: Alder og vekst hos sik, *Coregonus lavaretus* (L.) fra forskjellige populasjoner, med vekt på lengdevekstens innvirkning på brukbarheten av skjell og otolitter som alderskriterier. 78 ss. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Universitetet i Oslo, 1980.

- Hessen, D.O., J.Skurdal, L.A.Vøllestad & D.Berge, 1986: Habitat use among size groups of monomorphic whitefish *Coregonus lavaretus*. *Hydrobiologia*: 137; 185-192.
- Jacobsen, O.J., 1982: A review of food and feeding habits in coregonid fishes. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*: 29; 179-200.
- Jeppesen, E., M.Søndergaard, H.J.Jensen & J.P.Müller, 1989a: Restaurering af søer ved indgreb i fiskebestanden. Del 1: Hovedrapport. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Jeppesen, E., J.P.Jensen, P.Kristensen, M.Søndergaard, E.Mortensen, O.Sortkjær, A.-M. Hansen & J.Windolf, 1989b: Bundplanters betydning for miljøkvaliteten i søer. *Vand & Miljø*: 8; 345-349.
- Kronborg, O., H.V. Pedersen & M. Stöckler, 1984: En populationsøkologisk undersøgelse af helt, *Coregonus lavaretus* L., i Tange Sø. Specialerapport fra Zoologisk Institut, Aarhus Universitet. 306 pp.
- L'Abée-Lund, J.H., E.Kleiven, D.Matzow & O.T.Sandlund, 1988: Semelparous whitefish *Coregonus lavaretus*: do they exist? *Fauna Norvegica Ser. A*: 9; 59-62.
- Lang, B. & C.Lang, 1986: Coregonid fish: key predators in a eutrophic lake? *Archifs für Hydrobiologie Beih.*: 22; 363-372.
- Luckzynski, M., S.Falkowski & T.Kopecki, 1988: Larval development in four coregonid species. *Finnish Fisheries Research*: 9; 61-69.
- Mortensen, E., H.J. Jensen, J.P. Müller & M. Timmerman, 1990: Fiskeundersøgelser i søer. Undersøgelserprogram, fiskeredskaber og metoder. Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, 1990. Teknisk anvisning fra DMU, nr. 3. 57 pp.
- Muus, B., 1979: Dyrelivet i brakvandsområderne. I Nørrevang, J. & A.Lundø, (eds.): Danmarks Natur, Bind 3: Havet, Gads Natur Forum. pp. 423-433.
- Næsje, T.F., O.T.Sandlund & B.Jonsson, 1986: Habitat use and growth of age-0 whitefish, *Coregonus lavaretus*, and cisco, *C.albula*. *Environmental Biology of Fishes*: 15 (4); 309-314.
- Otterstrøm, C.V., 1922: Heltling (*Coregonus albula* L.) og Helt (*Coregonus lavaretus* L.) i Danmark. Undersøgelser af de ferske Vandes Fiskeriforhold. Beretning II til Landbrugsministeriet.
- Raat, A.J.P., 1988: Synopsis on the Biological Data on the Northern Pike, *Esox lucius* Linnaeus, 1758. *FAO Fisheries Synopsis No. 30, Rev. 2*.
- Rasmussen, K., 1988: Results of rearing and releasing whitefish in the hypertrophic Hjarbaek Fjord, Denmark. *Finnish Fisheries Research*: 9; 417-424.

- Rasmussen, K., 1990: Some positive and negative effects of stocking whitefish on the ecosystem redevelopment of Hjarbæk Fjord, Denmark. *Hydrobiologia*: 200/201; 593-602.
- Ringkjøbing Amtskommune, 1986: Nisum Fjord 1985, Delrapport 7: Helten (*Coregonus lavaretus* L.) i Nisum Fjord 1985-86. Teknisk rapport udarbejdet af Bio/consult, Århus.
- Salojärvi, K., 1988: Effect of the stocking density of whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) fingerlings on the fish yield in Lake Peranka, Northern Finland. *Finnish Fisheries Research*: 9; 407-416.
- Salojärvi, K., 1991: Compensation in a whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) population maintained by stocking in Lake Kallioinen, northern Finland. *Finnish Fisheries Research*: 12; 65-76.
- Sandlund, O.T. & T.F.Næsje, 1989: Impact of Pelagic Gill-Net Fishery on the Polymorphic Whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s.l.) Population in Lake Femund, Norway. *Fisheries Research*: 7; 85-97.
- Sinis, A. & D.Petredis, 1993: Population structure and reproductive strategy of the whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) in two Greek lakes. *Archiv für Hydrobiologie*: 128; 483-497.
- Skurdal, J., L.A.Vøllestad & T.Qvenild, 1985: Comparison of scales and otoliths for age determination of whitefish *Coregonus lavaretus*. *Finnish Fisheries Research*: 3; 237-243.
- Steen, J.B., 1970: The swim bladder as a hydrostatic organ. I Hoar, W.S. & D.J.Randall (eds.): *Fish Physiology*, Vol. IV: The Nervous System, Circulation, and Respiration, pp. 414-443. Academic Press Inc., London, 1970
- Svärdson, G., 1976: Interspecific Population Dominance in Fish Communities of Scandinavian Lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm*: 55; 144-171.
- Søndergaard, M., J.Bøgestrand, P.Schrøder, T.Lauridsen, E.Jeppesen, S.Berg & P.H.Møller, 1993: Betydningen af fisk, fugle og undervandsplanter for vandkvaliteten. Biomanipulationsforsøg i Stigsholm Sø. Faglig rapport fra DMU nr. 77, Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Søndergaard, M., E.Jeppesen, E.Mortensen, E.Dall, P.Kristensen & O.Sortkjær, 1990: Phytoplankton biomass reduction after planctivorous fish reduction in a shallow, eutrophic lake: a combined effect of reduced internal P-loading and increased zooplankton grazing. *Hydrobiologia*: 200/201; 229-240.
- Tesch, F.-W., 1977: *The eel*. Chapman and Hall, London. 434 pp.

- Thomsen, P.Q., 1992: Populationsdynamiske undersøgelser af gedde (*Esox lucius* L.) i Ring Sø samt en analyse af vækstdata for gedder i danske søer. Specialerapport fra Institut for Zoofysiologi og Zoologi, Aarhus Universitet.
- Thorpe, 1977: Synopsis on the Biological Data on the Perch, *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 and *Perca flavescens* Mitchill, 1814. FAO Fisheries Synopsis No. 113.
- Vejle Amt, 1992: Hvordan har søerne det i Vejle Amt? Pjece fra Vejle Amt.
- Vollenveider, R.A., 1976: Advance in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Mem. Ist. Ital. Idrobiol.: 33; 53-83.
- Vostradovsky, J., 1986: The future of coregonids in man-made lakes in Czechoslovakia. Archif für Hydrobiologie Beih.: 22; 141-149.
- Youngs, W.D. & D.S. Robson, 1978: Estimation of population numbers and mortality rates. I Bagenal, T.B. (ed.): Methods for the assessment of fish production in fresh waters, 3. udg., pp. 137-164. IBP Handbook no. 3, Blackwell Scientific Publications, Oxford, U.K.
- Århus Amt (1994): Fiskeundersøgelse i Mossø 1993. Teknisk rapport udført af Bio/consult.

Appendix A

Totalfangster.

1989, el og garn

Art	Antal			Vægt		
	Total	< 10 cm	> 10 cm	total	< 10 cm	> 10 cm
Aborre	1196	724	472	79808	5840	73968
Skalle	70	3	67	2737	18	2719
Gedde	130	0	130	17498	0	17498
Ål	63	0	63	1382	0	1382
Knude	9	0	9	978	0	978
Total	1439	727	712	102403	5858	96545

1990, el og garn

Art	Antal			Vægt		
	Total	< 10 cm	> 10 cm	total	< 10 cm	> 10 cm
Aborre	2000	1395	605	126980	8961	118019
Skalle	7	0	7	2085	0	2085
Gedde	14	0	14	7571	0	7571
Ål	65	0	65	2300	0	2300
Helt	69	8	61	4512	89	4423
Total	2155	1403	752	143448	9050	134398

1991, el og garn

Art	Antal			Vægt		
	Total	< 10 cm	> 10 cm	total	< 10 cm	> 10 cm
Aborre	306	0	306	48141	0	48141
Skalle	112	0	112	2984	0	2984
Gedde	4	0	4	3256	0	3256
Ål	25	0	25	760	0	760
Helt	23	0	23	12680	0	12680
Total	370	0	370	67820	0	67820

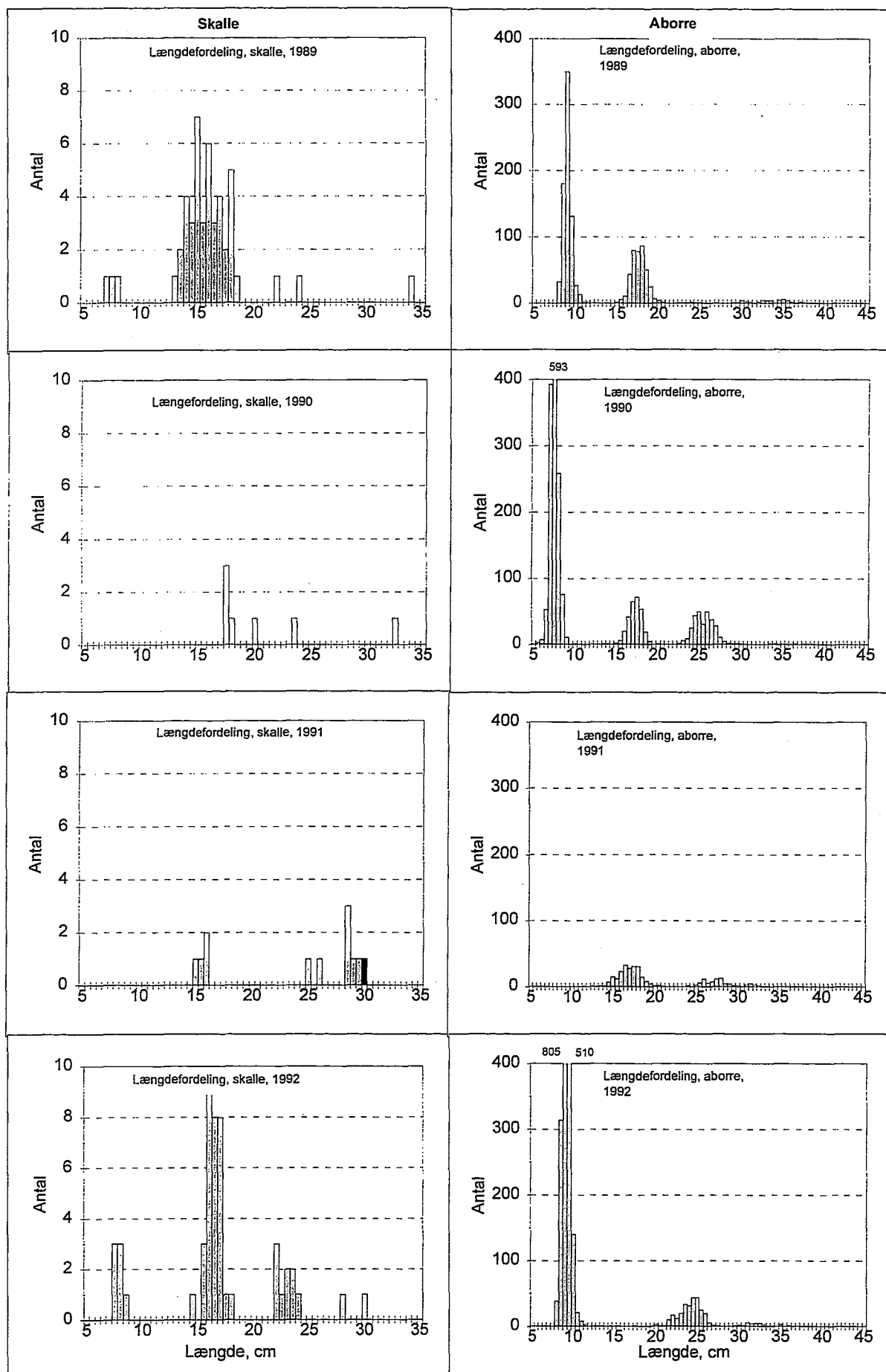
Appendix A, fortsat
Totalfangster

1992, garn

Art	Antal			Vægt		
	Total	< 10 cm	> 10 cm	total	< 10 cm	> 10 cm
Aborre	2148	1669	479	88933	22600	66333
Skalle	49	7	42	3323	37	3286
Helt	130	0	130	85245	0	85245
Total	2327	1676	651	177501	22637	154864

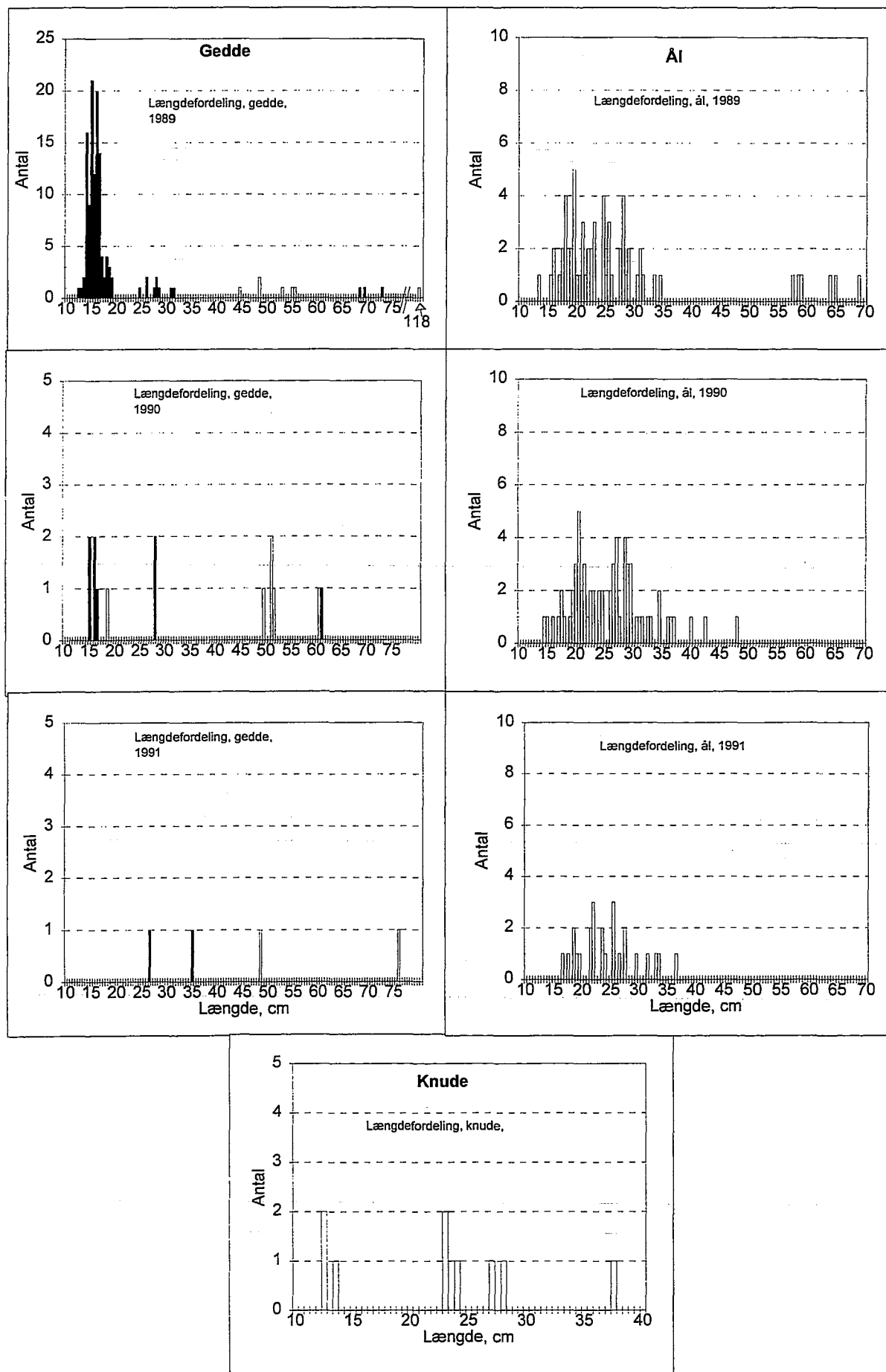
Appendix B

Længdefordelingsdiagrammer for fisk fanget ved Normalprogrammet



Appendix B, fortsat

Længdefordelingsdiagrammer for fisk fanget ved Normalprogrammet



Appendix C

CPUE for alle år (vægt angivet i gram)

garn 89

Art	CPUE _{antal}				CPUE _{vægt}			
	< 10 cm		> 10 cm		< 10 cm		> 10 cm	
	CPUE	95%cl	CPUE	95%cl	CPUE	95%cl	CPUE	95%cl
Aborre	40.3	15.3-106.3	16.8	12.3-22.8	973	592-1600	12328	5827-26083
Skalle	0.23	-	1.47	0.7-3.0	6.17	0.4-26.2	453	30-6743
Gedde	0	-	0.23	-	0	-	2687	97-73635

el 89

Art	CPUE _{antal}			
	< 10 cm		> 10 cm	
	CPUE	95%cl	CPUE	95%cl
Gedde	0	-	20.5	7.0-51.4
Knude	0	-	1.5	0-2.4
Ål	0	-	10.2	4.4-18.1

garn 90

Art	CPUE _{antal}				CPUE _{vægt}			
	< 10 cm		> 10 cm		< 10 cm		> 10 cm	
	CPUE	95%cl	CPUE	95%cl	CPUE	95%cl	CPUE	95%cl
Aborre	46.5	23.0-93.8	20.2	12.1-33.7	1494	640-3488	19670	11388-33975
Skalle	0	-	0.23	-	0	-	148	5-3840
Gedde	0	-	0.2	-	0	-	837	17-38448
Helt	0.27	-	2.03	0.7-6.0	15	1-102	737	159-3423

el 90

Art	CPUE _{antal}			
	< 10 cm		> 10 cm	
	CPUE	95%cl	CPUE	95%cl
Aborre	0.17	-	0	-
Gedde	0	-	1.33	0-1.5
Ål	0	-	10.8	2.8-30.2

Appendix C, fortsat
CPUE for alle år (vægt angivet i gram)

garn 91

Art	CPUE _{antal}				CPUE _{vægt}			
	< 10 cm		> 10 cm		< 10 cm		> 10 cm	
	CPUE	95%cl	CPUE	95%cl	CPUE	95%cl	CPUE	95%cl
Aborre	0	-	10.2	7.5-13.8	0	-	8020	5448-11807
Skalle	0	-	0.37	-	0	-	420	8-19248
Gedde	0	-	0.07	-	0	-	495	9-24512
Helt	0	-	0.77	0.4-1.4	0	-	2113	1125-3969

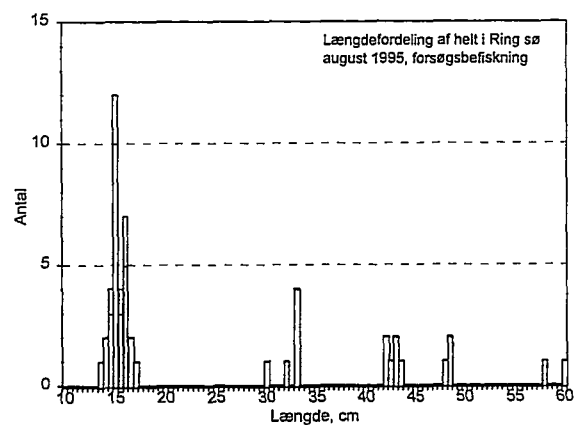
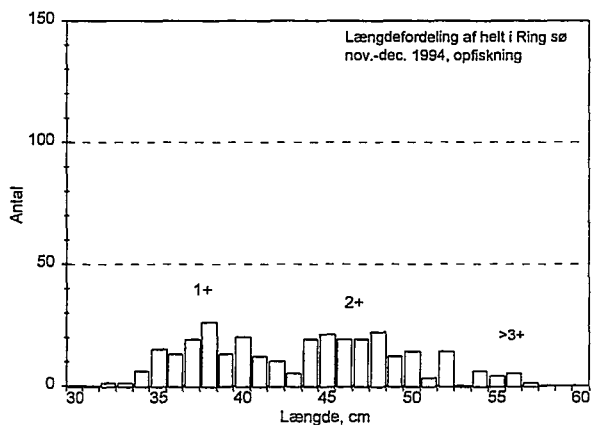
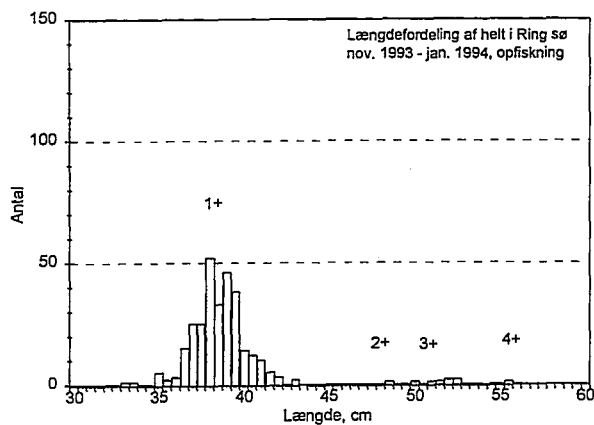
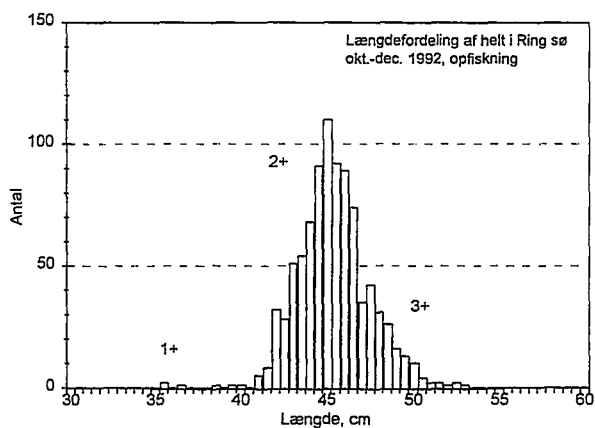
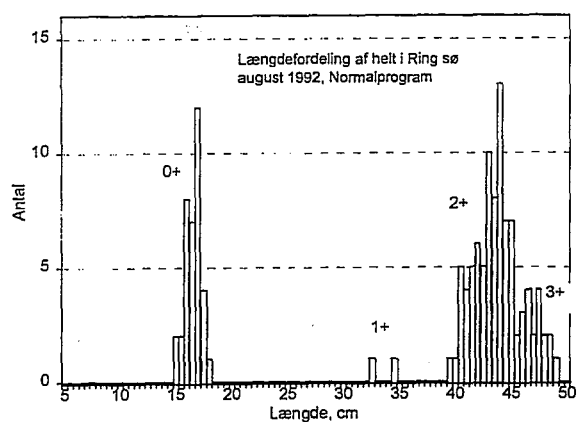
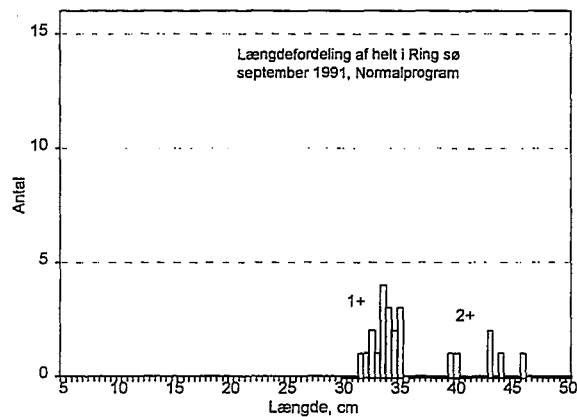
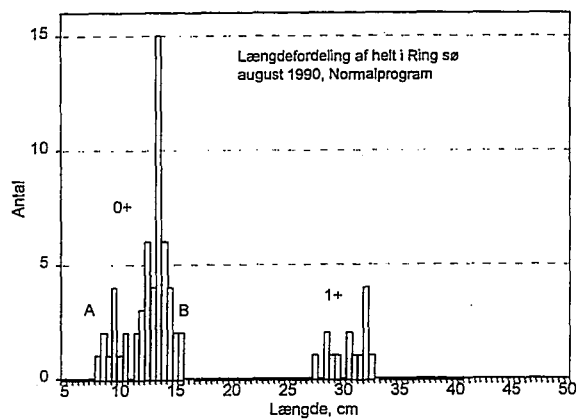
el 91

Art	CPUE _{antal}			
	< 10 cm		> 10 cm	
	CPUE	95%cl	CPUE	95%cl
Aborre	0.17	-	0	-
Skalle	0	-	0.17	-
Gedde	0	-	0.33	-
Ål	0	-	4.17	0.4-11.2

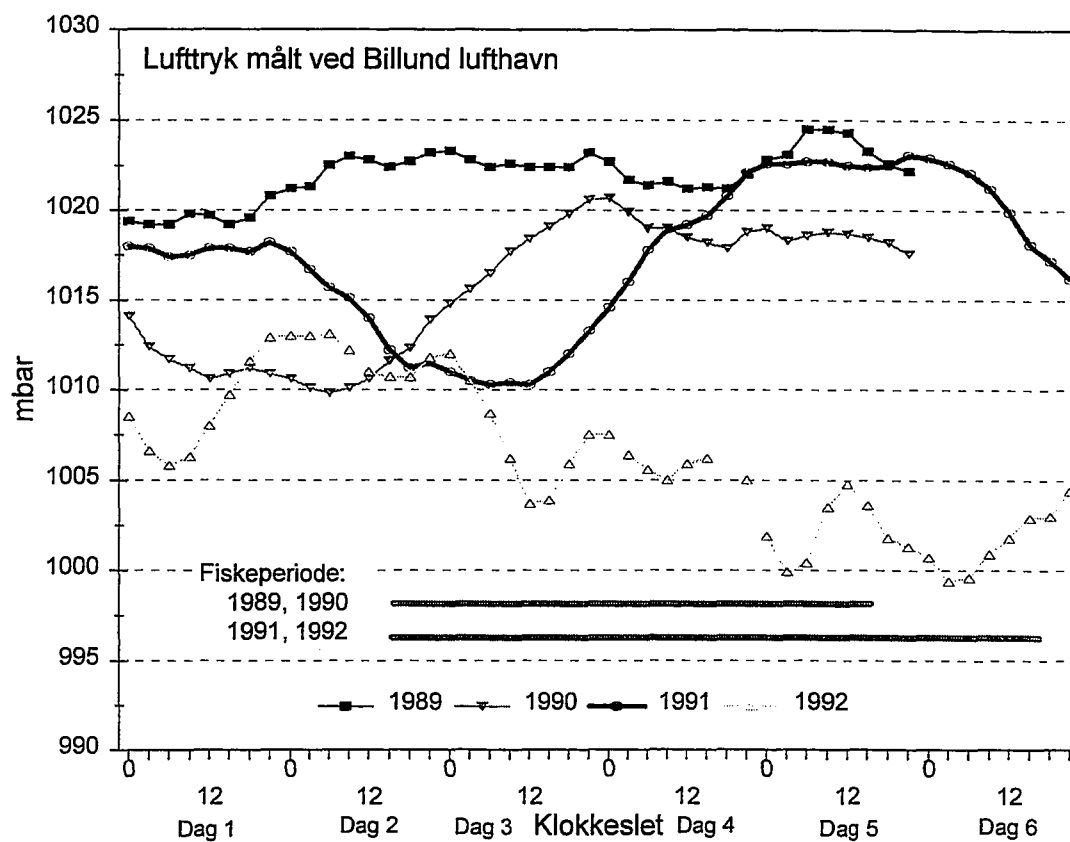
garn 92

Art	CPUE _{antal}				CPUE _{vægt}			
	< 10 cm		> 10 cm		< 10 cm		> 10 cm	
	CPUE	95%cl	CPUE	95%cl	CPUE	95%cl	CPUE	95%cl
Aborre	55.6	44.9-68.9	16.0	10.3-24.8	3767	2568-5525	11056	5932-20602
Skalle	0.23	-	1.4	0-1.6	6.17	0.4-26	548	32-9123
Helt	0	-	4.3	3.4-5.5	0	-	14208	10861-18584

APPENDIX D: Længdefordelinger af heltfangster, alle år.



APPENDIX E: Lufttrykdata.



Lufttrykdata fra Ring Søes nærmeste meteorologiske station (Billund Lufthavn) for dagene omkring normalprogramsbefiskningerne i 1989-92 (kilde: DMI). De vandrette linier nederst i figuren angiver omtrentligt den periode, hvor normalprogrammet blev udført. Se også Tabel 2 (1.1.1.) for befiskningsdatoer.

For 1989 svarer dag 1 til 3/9.

For 1990 svarer dag 1 til 5/9.

For 1991 svarer dag 1 til 9/9.

For 1992 svarer dag 1 til 23/8.

DFU-rapporter, 1996

- nr. 1 Blåmuslingebestanden i det Danske Vadehav, august 1995
Per Sand Kristensen
- nr. 2 Blåmuslingebestanden i Limfjorden samt evaluering af bestandsstørrelserne i perioden 1993-1995
Per Sand Kristensen, Per Dolmer, Erik Hoffmann
- nr. 3 Forbedring og standardisering af CSW-tankføring
Marco Frederiksen, Karsten Bæk Olsen
- nr. 4 Fiskeundersøgelse i Vejle Fjord 1993-1994
Hanne Nicolajsen, Josianne Støttrup, Leif Christensen
- nr. 5 En undersøgelse af maveindholdet af Østersølaks i 1994-1995
Ole Christensen
- nr. 6 Udsætningsforsøg med Østersølaks
Heine Glüsing, Gorm Rasmussen
- nr. 7 Kampen om Limfjorden - Livsformer, miljøværdier og reguleringsformer
Kirsten Monrad Hansen
- nr. 8 Tangetrappen 1994-95
Anders Koed, Gorm Rasmussen, Gert Holdensgård, Christian Pedersen
- nr. 9 Status over bundgarnsfiskeriet i Danmark 1994
Anders Koed, Michael Ingemann Pedersen
- nr. 10 Måling af kvalitet med funktionelle analyser og protein med nærinfrarød refleksion (NIR) på frosne torskeblokke
Niels Bøknæs
- nr. 11 Acoustic monitoring of herring
J. Rasmus Nielsen
- nr. 12 Blåmuslingers vækst og dødelighed i Limfjorden
Per Dolmer
- nr. 13 Mærkningsforsøg med ørred og regnbueørred i Århus Bugt og Isefjorden
Heine Glüsing, Gorm Rasmussen
- nr. 14 Jomfruhummerfiskeriet og bestandene i de danske farvande
Mette Bertelsen
- nr. 15 Bærekapacitet for havørred (*Salmo trutta* L.) i Limfjorden
Kaare Manniche Ebert
- nr. 16 Sild og brisling i Limfjorden
Jens Pedersen
- nr. 17 Produktionskæden fra frysetrawler via optøning til dobbeltfrossen torskefilet. Optøningsrapport (del 1)
Niels Bøknæs
- nr. 18 Produktionskæden fra frysetrawler via optøning til dobbeltfrossen torskefilet. Optøningsrapport (del 2)
Niels Bøknæs
- nr. 19 Automatisk inspektion og sortering af sildefileter
Stella Jónsdóttir, Magnus T. Ásmundsson, Leif Kraus
- nr. 20 Udsætning af helt, *Coregonus lavaretus* L., i Ring Sø ved Brødstrup
Thomas Plesner, Søren Berg

